

**VYSOKÁ ŠKOLA BÁŇSKÁ –
TECHNICKÁ UNIVERZITA OSTRAVA**
Hornicko-geologická fakulta
Institut environmentálního inženýrství

Imisní zátěž půd v oblasti Třince

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Autor práce: Ondřej Kohut
Vedoucí bakalářské práce: prof. Ing. Helena Raclavská, CSc.

Ostrava 2014

VŠB – TECHNICAL UNIVERSITY OF OSTRAVA
Faculty of Mining and Geology
Institute of Environmental Engineering

Imissions load of soils at Trinec area

BACHELOR'S THESIS

Author:
Supervisor:

Ondřej Kohut
prof. Ing. Helena Raclavská, CSc.

Ostrava 2014

Zadání bakalářské práce

Student:

Ondřej Kohut

Studijní program:

B2102 Nerostné suroviny

Studijní obor:

3904R005 Environmentální inženýrství

Téma:

Imisní zátěž půd v oblasti Třince
Imissions load of soils at Trinec area

Zásady pro vypracování:

1. Úvod a cíl práce
2. Charakteristika oblasti
 - Vymezení oblasti (klimatické podmínky, geologie a geomorfologie, pedologie)
 - Imisní zátěž oblasti
3. Analytické možnosti pro posouzení imisní zátěže půd
4. Těžké kovy v půdách
5. Kontaminace půd v městských oblastech
6. Vyhodnocení a závěr

Seznam doporučené odborné literatury:

- Alloway B.J. (2012): Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability (Environmental Pollution). Springer Verlag. ISBN 9400744692.
- Binggan Wei B., Yang L. (2010). A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. Microchemical Journal, V.94, 99-107.
- Hauptman I., Kukal Z., Pošmourný K. (2009): Půda v České republice. MŽP ČR, Finidr Český Těšín, ISBN 80-903482-4-6. 1-255.
- ČSN EN ISO 19258:2005, Kvalita půdy - Návod pro stanovení hodnot pozadí. In: Úřad pro technickou normlizaci, metrologii a státní zkušebnictví, leden 2012.
- Geochemical Atlas of Europe, version 2, EuroGeoSurveys. The Association of Geological Surveys of the European Union. Brussels, Belgium. www.eurogeosurveys.org.
- Fay D., Kramers G., Zhnag C, McGrath D., Grennan E. (2007): Soil Geochemical Atlas of Ireland. Teagasc and the Environmental Protection Agency Dublin. 1-119.
- Kozák J. et al. (2009): Atlas půd České republiky. ČZU Praha., 1-140.
- Němeček J., Váchar R., Podlešáková E. (2010): Hodnocení kontaminace půd v ČR. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. Praha, ISBN: 978-80-87361-16-0. 1-148.
- Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2012. Praha: ČHMÚ 2013. ISBN 978-80-87577-20-2. 1-274.

Formální náležitosti a rozsah bakalářské práce stanoví pokyny pro vypracování zveřejněné na webových stránkách fakulty.

Vedoucí bakalářské práce: **prof. Ing. Helena Raclavská, CSc.**

Datum zadání: 31.10.2013

Datum odevzdání: 30.04.2014



prof. Ing. Vojtech Dirner, CSc.
vedoucí institutu

prof. Ing. Vladimír Slivka, CSc., dr.h.c.
děkan fakulty

Prohlášení:

- Celou bakalářskou práci včetně příloh, jsem vypracoval samostatně a uvedl jsem všechny použité podklady a literaturu.

- Byl jsem seznámen s tím, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č.121/2000 Sb. - autorský zákon, zejména § 35 – využití díla v rámci občanských a náboženských obřadů, v rámci školních představení a využití díla školního a § 60 – školní dílo.

- Beru na vědomí, že Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava (dále jen VŠB-TUO) má právo nevýdělečně, ke své vnitřní potřebě, bakalářskou práci užít (§ 35 odst. 3).

- Souhlasím s tím, že jeden výtisk bakalářské práce bude uložen v Ústřední knihovně VŠB-TUO k prezenčnímu nahlédnutí a jeden výtisk bude uložen u vedoucího bakalářské práce. Souhlasím s tím, že údaje o bakalářské práci, obsažené v Záznamu o závěrečné práci, umístěném v příloze mé bakalářské práce, budou zveřejněny v informačním systému VŠB-TUO.

- Bylo sjednáno, že s VŠB-TUO, v případě zájmu z její strany, uzavřu licenční smlouvu s oprávněním užít dílo v rozsahu § 12 odst. 4 autorského zákona.

- Bylo sjednáno, že užít své dílo – bakalářskou práci nebo poskytnout licenci k jejímu využití mohu jen se souhlasem VŠB-TUO, která je oprávněna v takovém případě ode mne požadovat přiměřený příspěvek na úhradu nákladů, které byly VŠB-TUO na vytvoření díla vynaloženy (až do jejich skutečné výše).

V Ostravě dne 30. 4. 2014

.....

Ondřej Kohut

Poděkování:

Tímto bych rád poděkoval vedoucí své práce prof. Ing. Heleně Raclavské, CSc., za odborné vedení, cenné rady a připomínky. Také děkuji Bc. Janě Sýkorové za spolupráci v laboratoři, Ing. Jarmile Drozdové, PhD. za rady při statistickém zpracování dat a Dr. Ing. Daliboru Matýskovi za pomoc se zpracováním map plošné distribuce prvků v programu Surfer.

Rovněž bych chtěl poděkovat své rodině za podporu během studia.

ANOTACE

Tato práce se zabývá obsahem těžkých kovů a metaloidů (Fe, Mn, Cr, Pb, Zn, Cu, Ni, As) a zhodnocením jejich kontaminace v půdách města Třince. Koncentrace těchto prvků v půdě závisí na mnoha faktorech a vlivech prostředí a převážně člověka. Ty jsou popsány v prvních čtyřech kapitolách této práce a v závěru jsou porovnány s výsledky. Zbylé kapitoly popisují použitý postup a metody a zhodnocují naměřené výsledky. Výsledky poukazují, že zvýšené hodnoty těchto rizikových prvků jsou zapříčiněny antropogenní činností (převážně metalurgický průmysl a doprava). Avšak až na Zinek a Olovo není kontaminace v porovnání s jinými průmyslem zatíženými městy nijak neobvykle vysoká.

Klíčová slova: těžké kovy, půda, městská půda, Třinec, imise, znečištění, geochemické pozadí

SUMMARY

This work deals with the content of heavy metals and metalloids (Fe, Mn, Cr, Pb, Zn, Cu, Ni, As) and evaluation of their contamination in urban soils of Třinec. The concentrations of these elements in the soil depends on many factors and environmental and mostly human influences. These are described in the first four chapters of this work and in the end are compared with the results. The remaining chapters describe the procedure and the methods applied and evaluates the measured results. The results indicate that elevated levels of these risk elements are caused by anthropogenic activities (mainly metallurgical industry and transport). However, except for zinc and lead contamination is not unusually high compared to other industrially burdened cities.

Keywords: heavy metals, soil, urban soil, Třinec, imissions, pollution, geochemical background

OBSAH

1. ÚVOD A CÍL PRÁCE.....	1
2. KONTAMINACE PŮD V MĚSTSKÝCH OBLASTECH	3
2.1 PŮDA	3
2.1.1 Funkce půdy	3
2.1.2 Klasifikace půd.....	3
2.2 MĚSTSKÉ PŮDY	4
2.3 KONTAMINACE PŮD	5
3. KOVY V PŮDÁCH.....	6
3.1 PARAMETRY OVLIVŇUJÍCÍ OBSAHY RIZIKOVÝCH PRVKŮ V PŮDÁCH ...	6
3.1.1 Půdní pH.....	6
3.1.2 Sorpční schopnost půdy.....	7
3.2 KOVY A METALOIDY V PŮDÁCH.....	8
3.2.1 Arsen	8
3.2.2 Chrom.....	8
3.2.3 Nikl.....	9
3.2.4 Měď	10
3.2.5 Mangan.....	12
3.2.6 Zinek.....	13
3.2.7 Olovo	14
3.2.8 Železo	15
4. CHARAKTERISTIKA OBLASTI	16
4.1. GEOLOGIE A GEOMORFOLOGIE OBLASTI.....	17
4.2. PŮDNÍ TYPY OBLASTI.....	17
4.3. KLIMATICKÉ PODMÍNKY	19
4.4. IMISNÍ ZÁTĚŽ OBLASTI	21
4.4.1. Imisní monitoring	22
4.4.2. Imise Třinec.....	22
5. ODBĚR A ANALÝZA VZORKŮ	25
5.1. ZRNITOST	26
5.2. STANOVENÍ pH	26
5.3. MAGNETICKÁ SUSCEPTIBILITA	27
5.4. PRVKOVÁ ANALÝZA PŮD.....	29
6. VÝSLEDKY MĚŘENÍ A JEJICH ZHODNOCENÍ	33

6.1. GEOCHEMICKÉ POZADÍ	33
6.2. KORELAČNÍ ZÁVISLOSTI	36
6.3. KONTAMINACE MĚSTSKÝCH PŮD RIZIKOVÝMI PRVKY	41
7. ZÁVĚR	43
SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	44
Internetové stránky:	46
Seznam obrázků:	48
Seznam tabulek:	49

SEZNAM ZKRATEK

AMS – Automatická meteorologická stanice

ČHMÚ – Český hydrometeorologický ústav

ČOV – Čistírna odpadních vod

ČSN – Česká státní norma

ISKO – Integrovaný systém kontroly ovzduší

LDPE – Polyethylen s nízkou hustotou (Low density polyethylene)

MŽP – Ministerstvo životního prostředí

OZKO – Oblasti se zhoršenou kvalitou ovzduší

PM_{2,5} – prachové částice o velikosti 2,5 mikrometrů

PM₁₀ – prachové částice o velikosti 10 mikrometrů

RP – Rizikové prvky

TŽ – Třinecké železářny

ÚKZÚZ – Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský

U.S. EPA – Agentura ochrany životního prostředí Spojených Států (United States Environmental Protection Agency)

WHO – Světová zdravotnická organizace (World Health Organization)

1. ÚVOD A CÍL PRÁCE

Pod pojmem imisní zátěž si představíme zatížení dané složky ekosystému, konkrétně v této práci půdy, kontaminanty. Při hodnocení kontaminace půd se obvykle sledují rizikové prvky a organické polutanty. Rizikové prvky se v přírodě vyskytují přirozeně, ovšem v malém množství a jejich koncentrace je obvykle ovlivněna charakterem horninového podloží. Ke kontaminaci dochází vnesením rizikových prvků, ke kterému dochází převážně v důsledku antropogenní činnosti, v menší míře přirozenými procesy (lesní požáry, vulkanická činnost, záplavy, aj.).

Ve své práci se zabývám obsahem rizikových prvků v městských půdách v Třinci. Nejistil jsem, že by se kontaminací městských půd na území Třince někdo v minulosti zabýval. K porovnání výsledné kontaminace jsem tedy využil disertační práci Galuškové (2010) zkoumající parky měst Praha a Ostrava a práci Raclavské (2008) zabývající se kontaminací půd, způsobenou metalurgickým průmyslem, v Ostravě.

Třinec je významné průmyslové město ležící na hlavním silničním tahu na Slovensko (silnice I/11), celá oblast je tedy značně zatížena průmyslem (metalurgický) a dopravou. Pro takto zatíženou oblast je typický zvýšený obsah rizikových prvků. Pro zhodnocení kontaminace půd je třeba brát v potaz velké množství faktorů, které na ní mají vliv jako je již zmíněná antropogenní činnost (průmysl, doprava, aj.), dále půdní typy dané oblasti, které mají vliv na chemismus rizikových prvků a s nimi související geologické a geomorfologické poměry určující vznik a složení daných půd. Na kontaminaci mají také vliv klimatické podmínky, respektive teplota (inverzní jevy) a větrné poměry oblasti. Povětrnostní podmínky ovlivňují atmosférickou depozici částic přítomných v ovzduší. Na prachových částicích (převážně frakce PM_{10}) se přitom zachytí rizikové prvky jako As, Cd a Ni. Průměrná imisní zátěž oblasti částicemi PM_{10} se přitom trvale pohybuje kolem limitní hranice $40 \mu g \cdot m^{-3}$ (lehce pod ní).

V roce 2011 došlo v Třineckých železárnách k výraznému snížení emisí tuhých látek, a to na hodnotu 670 tun za rok. V roce 2010 přitom výše emisí těchto látek dosahovala hodnoty 902 tun za rok. Významně sníženy přitom byly i některé další emise, například oxidu uhelnatého. Naopak nepříznivého výsledku však dosáhly emise oxidu siřičitého. Třinecké železářny dostaly dotace pro více než desítku ekologických projektů zaměřených na zlepšení stavu ovzduší, konkrétně na snížení emisí do ovzduší v parametru tuhé znečišťující látky (emitovaný prach), a to konkrétně ze stávajících přibližně 700 tun za rok o více než 200 tun. (<http://www.ehutnik.cz/>)

Cílem práce je zjištění a zhodnocení obsahu vybraných těžkých kovů a metaloidů (Fe, Mn, Cr, Pb, Zn, Cu, Ni a As) v městských půdách Třince a identifikace podílu hlavních zdrojů znečištění s využitím statistických metod. Často se také hodnotí koncentrace kadmia, ty ovšem v mých vzorcích nedosahovaly meze detekce. Pro posouzení kontaminace jsem vycházel ze zavedených standardů: ČSN EN ISO 19258 Kvalita půdy – Návod pro stanovení hodnot pozadí.

2. KONTAMINACE PŮD V MĚSTSKÝCH OBLASTECH

2.1 PŮDA

Půda je přírodní systém tvořící nejsvrchnější část zemské kůry. V historicky starším tzv. statickém pojetí byla půda považována za neživou směs zvětralých hornin a odumřelých organických zbytků. Dnes je však všeobecně přijímáno dynamické pojetí půdy. Dynamické pojetí má svůj původ v práci jednoho ze zakladatelů vědecké pedologie V. V. Dokučajeva. Ten půdu definoval jako samostatný přírodně – historický útvar, který vzniká a vyvíjí se zákonitým procesem, v důsledku působení několika půdotvorných faktorů a podmínek. Z původní Dokučajevovy definice vychází dnes řada dalších autorů. Za zmínku stojí např. Hauptman (2009), který uvádí, že půda je nejsvrchnější částí zemské kůry, tvořená směsí minerálních součástí, odumřelé organické hmoty a živých organismů. Je vertikálně členěna, propojena se svým podložím a vzniká ze zvětralin nebo nezpevněných minerálních a organických sedimentů. Podobných definic půdy existují desítky (HAUPTMAN et al., 2009; KOZÁK et al., 2009).

2.1.1 Funkce půdy

Když hovoříme o půdě, nelze nezmínit funkce, které plní v krajinném ekosystému. V současnosti se klade v pedologické praxi na hodnocení funkcí půdy velký význam. Půda totiž plní celou řadu důležitých a nezastupitelných funkcí, nejen pro lidskou činnost, ale také pro plnohodnotnou existenci ekosystému. Hauptman 2009 uvádí tyto základní funkce půdy: produkční, hydrologická, vodohospodářská, ekologická, sanitární a hygienická, pufrční, transformační, sociální a kulturní. Podobně jsou funkce půdy definovány také v Návrhu směrnice Evropského parlamentu a Rady ze dne 22. září 2006 o zřízení rámce pro ochranu půdy. Podle tohoto dokumentu by půda měla být schopna plnit kteroukoliv z následujících funkcí: a to jak produkci biomasy, akumulaci, filtrování a transformování živin, látek a vody, rovněž tak by měla působit jako zásobárna biodiverzity, jako stanoviště druhů a genů, jako fyzikální a kulturní prostředí pro lidi a lidské činnosti a jako zdroj surovin a zásobárna uhlíku a archiv geologického a archeologického dědictví (KOZÁK et al., 2009; <http://eur-lex.europa.eu/>).

2.1.2 Klasifikace půd

Na vzniku a vývoji půd se podílí řada tzv. půdotvorných faktorů. Vzájemné působení těchto faktorů má vliv na půdní typ, charakteristický určitými morfologickými znaky a

vlastnostmi fyzikálními, chemickými i biologickými. Podmínky půdotvorného procesu jsou velice proměnlivé geograficky i v čase (KOZÁK et al., 2009). Jednotlivé půdní typy podle platné klasifikace popisují v kapitole 4.2.

2.2 MĚSTSKÉ PŮDY

Městské půdy díky neustálené terminologii v českém jazyce můžeme znát i jako půdy urbánní. Půdy lze podle způsobu jejich využití rozdělit na půdy lesní, půdy zemědělské a půdy urbánní. Zatímco problematika lesních a zemědělských půd byla již v ČR poměrně velmi dobře popsána, v oblasti výzkumu urbánních půd jsme v počátečním stádiu. Stejně jako samotný proces urbanizace je ve světě studium urbánních půd obecně na vzestupu (KOZÁK, 2009). Klasifikaci městských půd uvádí (EFFLAND, POUYAT, 1997).

Urbánní (popř. městské) půdy představují specifický druh půd. Stejně jako u půdy obecně je snaha o jasnou definici urbánní půdy. Craul (1985) definuje urbánní (příp. městské) půdy jako půdní materiál, který byl upraven, narušen nebo přemístěn činností člověka v městském prostředí a používá se jako médium pro růst rostlin, jehož fyzikální, chemické a biologické vlastnosti jsou obecně méně příznivé pro růst rostlin, než u půd nacházejících se v přírodní krajině. Vhodnou a užitečnou definici městské půdy uvádí Bockheim (1974): „Půdní materiál s člověkem vytvořenou umělou zemědělsky neobdělávanou povrchovou více než 50 cm silnou vrstvou, který byl přetvořen smícháním, plněním, nebo kontaminací povrchových půd v městských a příměstských oblastech.“

Urbánní půdy jsou vytvořeny v procesu urbanizace, tedy koncentrace obyvatelstva do měst, a proto nemohou být odděleny od svých geografických hranic. Ke vzniku značně narušené půdy s vlastnostmi stejnými jako mají půdy nacházející se v městských oblastech, dochází i mimo urbanizovaná území (např. výsypky z povrchové těžby nerostných surovin). Hlavní důraz je ale kladen na půdy nacházející se v městských oblastech. V širším kontextu mohou být za urbánní půdy považovány také skleníkové a zalévané půdy, ale jsou to specializované materiály a nepovažujeme je tedy opravdu za městské půdy (CRAUL, 1985).

U těchto půd je bezesporu dominantním půdotvorným činitelem lidská činnost, kdy úpravou původní půdní krajiny vzniká nový půdní typ, na rozdíl od přírodních půdotvorných činitelů, jako je působení větru, vody, ledu, gravitace a tepla, které převládají při tvorbě půdy z matečné horniny v přirozeném prostředí. Proces urbanizace nepochybně přispívá také k unikátním změnám a kontaminaci půd nacházejících se v městském prostředí (CRAUL, 1985).

Půdní typy v urbanizovaných oblastech vykazují četné charakteristické znaky a vlastnosti:

- 1) Značná vertikální a prostorová variabilita
- 2) Pozměněná struktura půdy vedoucí k jejímu zhutnění
- 3) Přítomnost, obvykle hydrofobního, škraloupu na holé půdě
- 4) Pozměněná půdní reakce (obvykle zvýšená)
- 5) Omezené provětrání a odtok vody
- 6) Přerušovaný koloběh živin a pozměněná činnost půdních organismů
- 7) Přítomnost antropických materiálů a dalších kontaminantů
- 8) Pozměněný teplotní režim půdy

2.3 KONTAMINACE PŮD

Půda je základní, omezený a neobnovitelný zdroj tvorby potravin a je nedílnou součástí přírodního bohatství každé země. Celkový zemědělský půdní fond České republiky zahrnuje 4 280 954 ha, z toho je 3 142 tis. ha orné půdy, 11 tis. ha chmelnic, 15 tis. ha vinic a 50 tis. ha pastvin. Půda musí vykazovat řadu půdních vlastností na takové úrovni, aby byla zajištěna existence podmínek pro život makro- a mikroorganismů (<http://web2.mendelu.cz/>).

Kontaminace půd se řadí spolu s vodní a větrnou erozí, záborem půd, degradací půdy, úbytkem organické hmoty, narušením vodního režimu a acidifikací k procesům, které nepříznivě ovlivňují produkční a ekologické funkce půdy. Kontaminace půd představuje hrozbu především z hlediska narušení funkcí jednotlivých ekosystémů, zdraví rostlin, živočichů i lidí. Každá půda se vyznačuje určitou schopností vyrovnat se se znečišťujícími látkami. Stupeň ohrožení je určen formou výskytu kovů, které mohou být absorbovány do živých organismů (USTOHALOVÁ, 2013; QUEVAUVILLER, 2002).

V České republice jsou hlavními kontaminanty rizikové prvky a perzistentní organická xenobiotika. Nejvíce ohroženy jsou oblasti severních Čech (tepelné elektrárny, povrchové doly, chemický průmysl), severní Morava (těžký průmysl), Praha a okolí (emise z dopravních prostředků). V naší republice lze využít kontaminovaných území a výsledků průzkumu půd a monitoringu půd prováděného ÚKZÚZ a výzkumnými ústavami či univerzitami. Vyšší stupeň kontaminace půdy a prachu se většinou vyskytuje v blízkosti průmyslových podniků (metalurgický průmysl). V případě rizikových prvků je pozornost soustředěna zejména na arsen, kadmium, nikl, olovo a chrom. U těchto prvků bylo pozorováno nejčastější překročení limitu (KOZÁK et al., 2009, NĚMEČEK et al., 2010). Kontaminace půd závisí na mnoha parametrech půd, hlavní z nich jsou popsány v kapitole 3.1.

3. KOVY V PŮDÁCH

Jako těžké kovy jsou označovány prvky, jejichž měrná hmotnost je vyšší než 5 g.cm^{-3} . Těžké kovy doprovázejí lidstvo od samotných počátků existence. Příkladem je olovo, které se používalo již zhruba 2000 let před naším letopočtem. Některé kovy byly objeveny později. Možným příkladem je kadmium, které bylo objeveno až ze zinkové rudy. V ekosystémech se těžké kovy pohybují ve svých biogeochemických cyklech. V průběhu cyklu může docházet k akumulaci, a to v živém organismu, půdě, atmosféře nebo hydrosféře. S akumulací úzce souvisí také toxicita, která je definována jako dosažení určité prahové koncentrace daného kovu v organismu. Ve stopových množstvích je řada prvků pro organismy nezbytná, ale jejich zvýšená koncentrace je toxická. Toxické prvky jsou nebezpečné pro zdraví a život, buď v atomární podobě, nebo ve formě sloučenin.

Těžké kovy se nacházejí v půdě přirozeně v důsledku zvětrávání hornin a minerálů. Hlavními antropogenními zdroji je metalurgický průmysl, spalování fosilních paliv v energetických zdrojích a lokálních topeništích a doprava. Z hlediska kvality životního prostředí lze za nejvíce nebezpečné označit tyto chemické prvky: kadmium, rtuť, olovo, arzén a chrom. Jako rizikové k nim přistupují podle Světové zdravotní organizace (WHO) ještě mangan, nikl a vanad (KAFKA et al., 2002; KAMENÍČEK et al., 2007; <https://el.lf1.cuni.cz/>).

3.1 PARAMETRY OVLIVŇUJÍCÍ OBSAHY RIZIKOVÝCH PRVKŮ V PŮDÁCH

3.1.1 Půdní pH

Půdní pH nebo také „půdní reakce“ je jedním z nejdůležitějších faktorů ovlivňujících chemické chování kovů a mnoha dalších důležitých procesů v půdě. Jeho hodnota má větší vliv na rozpustnost těžkých kovů ve vodě, než kterýkoliv jiný faktor (v závislosti na hodnotě pH je ovlivňována mobilita těžkých kovů, čím kyselejší je pH půd, tím vyšší je mobilita). Půdní pH a její kyselost ovlivňuje koncentrace iontů H^+ a Al^{3+} a také změna redoxního potenciálu. Snížení hodnoty oxidačně-redukčního potenciálu obvykle způsobí nárůst pH a oxidace přináší snížení. Obecně platí, že kationty těžkých kovů jsou nejvíce mobilní v kyselém prostředí a vzrůst pH vápněním obvykle snižuje jejich biologickou dostupnost. Půdní pH je jednak ovlivněno a zároveň je i indikátorem určitého ekosystému nebo způsobu využívání půdy. Hodnoty pH půdy se obecně vyskytují v rozmezí 4–8,5. Přičemž běžné pH humidních oblastí je 5–7, kdežto pH aridních oblastí je obvykle 7–9. Maximální rozsah pH v

půdách je 2–10,5 a optimální pH pro pěstování rostlin je 6,5 (ALLOWAY, 1995; ALLOWAY, 2012).

Půdní reakce je dána přítomností a aktivitou vodíkových iontů. U půdy rozeznáváme 2 druhy kyselosti:

- Kyselost aktivní (aktuální) je dána koncentrací vodíkových iontů v půdním roztoku.
- Kyselost potencionální. K vytěsnění pevně vázaných vodíkových iontů (humínové kyseliny) je používán roztok KCl nebo $\text{Ca}(\text{Cl})_2$.

Aktivní reakce (pH/H₂O) charakterizuje okamžitý stav volných vodíkových iontů (H^+) v půdním roztoku. Zdrojem těchto iontů jsou disociované minerální a organické kyseliny, kyselé soli a acidoidy. Aktivní pH zjišťujeme potenciometrickým měřením koncentrace H^+ ve vodním roztoku. Tato forma kyselosti se nejvíce vyskytuje v půdách odvápněných, sorpčně nenasycených s vysokým podílem adsorbovaných iontů H^+ a Al^{3+} a její hodnoty se většinou pohybují v rozmezí od 4 do 8,5. Reakci potencionální dělíme na výměnnou a hydrolytickou. **Výměnná půdní reakce (pH/KCl)** je definována jako schopnost půdy měnit pH roztoků minerálních solí (elektrolytů). Výměnné pH vyjadřuje obsah veškerých H^+ , které jsou sorbovány půdními koloidy a které se mohou za určitých podmínek uvolnit do půdního roztoku a tím zvyšovat kyselost půdy. Při přidání roztoku neutrální soli KCl do půdy dochází k vytěsnění vodíkových iontů. Výměnné bývá o 0,5 až 1 pH menší než aktivní pH. Aktivita vodíkových iontů v suspenzi se měří skleněnou iontově selektivní elektrodou oproti vhodné referenční elektrodě (SOBEK et. al., 1978; <http://eagri.cz/>).

3.1.2 Sorpční schopnost půdy

Sorpce je schopnost půdy vázat (sorbovat) ionty nebo molekuly z půdního roztoku do pevné půdní fáze. Látky, které jsou takto vázány v půdě, jsou podle druhu a intenzity sorpce chráněny proti vyplavení. Vytváří zásobní množství živin, které mohou rostliny lehce přijmout během celého roku. Každá půda vykazuje několik druhů sorpce živin. Je možné rozlišit sorpci mechanickou, fyzikální, chemickou, fyzikálně-chemickou a biologickou (www.czgreen.com).

Z hlediska sorpce také oxidy Fe, Mn a Al významně ovlivňují chemické chování kovů v půdách. Nejhojněji jsou v půdě zastoupeny oxidy Fe. Adsorpce kovů je závislá na pH. Při adsorpci na oxidy železa je sorpce Cd, Cu, Cr, Zn, Pb, Ag a As závislá na chemickém složení roztoku, pH a množství sorbentu a koncentraci kovů. Kovy jsou adsorbovány v následujícím pořadí: $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Cd} > \text{Ag} > \text{Se} > \text{Cr} > \text{As}$ (ALLOWAY, 1995; RACLAVSKÁ et al., 2009).

3.2 KOVY A METALOIDY V PŮDÁCH

3.2.1 Arsen

Arsen patří mezi metaloidy, má vlastnosti kovů i nekovů. V přírodě se nachází ve formě minerálů: realgar - As_4S_4 , auripigment- As_2S_3 , arsenopyrit - FeAsS . Celkové množství arsenu v zemské kůře je odhadované na $4,01 \cdot 10^{16}$ kg. Arsen se v horninách vyskytuje v malých množstvích, často doprovází rudy Cu a Pb. Odhadované průměrné koncentrace arsenu v nekontaminovaných půdách světa jsou v rozmezí 5 – 7,5 mg/kg s obvyklým rozpětím od 0,1 do 55 mg/kg. Vyšší regionální nebo lokální koncentrace zapříčiňují geogenní anomálie (podloží) nebo antropogenní činnost. Břidlice, jíly a fosfority běžně obsahují zvýšené koncentrace arsenu, zatímco pískovce, vápence a vyvřeliny obvykle vykazují nižší koncentrace, oproti již zmíněnému světovému průměru. V půdě se arsen vyskytuje ve formě arsenitanů a arseničnanů železa a hliníku, které jsou málo rozpustné. Hlavním přirozeným zdrojem arsenu v půdě je zvětrávání matečné horniny (podloží), dalšími zdroji arsenů v půdě jsou druhotné minerály (převážně oxihydroxidy železa a sulfidy) vytvořené v průběhu zvětrávání a arsen adsorbovaný na povrchu minerálů. Významné asociace s vápníkem (ve formě minerálů), jsou možné pouze v extrémně zásaditém prostředí (nad pH 9,5). Arsen se může vyskytovat v mnoha oxidačních stavech, nejběžněji v -III, 0, +III a +V oxidačním stavu. Na adsorpci arsenu v půdě má oproti jiným prvkům pH jen malý vliv.

Sloučeniny arsenu jsou součástí insekticidů, herbicidů a prostředků na ochranu dřeva. Arsen a jeho sloučeniny se také využívaly ve zdravotnictví na léčbu různých onemocnění do doby, než byla objevena antibiotika. Dnes se používají sloučeniny arsenu ve sklářském a polovodičovém průmyslu a při výrobě katalyzátorů, baterií a LED diod. Dřívější trend používání arsenu klesá, z důvodu jeho toxicity. Zdroje As v prostředí jsou těžba Pb a Cu, sopečné erupce a spalování fosilních paliv a odpadů. Arsen je jen ve velmi malém množství nezbytným prvkem pro člověka i zvířata. Obvykle je arsen i jeho organické sloučeniny (ty ovšem méně) toxický (ALLOWAY, 2012; BRANDL, 2005; FAY et al., 2007; KAFKA et al., 2002; KOPLÍK et al., 1997; www.irz.cz).

3.2.2 Chrom

Chrom patří mezi metaloidy, vytváří spoustu sloučenin, v nichž vystupuje v různých oxidačních stavech. Chrom se v zemské kůře vyskytuje na poměry stopových prvků hojně (o průměrné koncentraci 100 mg/kg). Mezi významné chromové rudy patří hlavně chromit – FeCr_2O_4 , krokoit - PbCrO_4 a chromový okr - Cr_2O_3 .⁺ Chrom se nejčastěji vyskytuje ve formě Cr^{3+} a Cr^{6+} . Cr^{6+} je obvykle přítomen pouze jako výsledek průmyslové činnosti. Chrom se

převážně vyskytuje v asociaci s mafickými a ultramafickými horninami, ve kterých může dosáhnout koncentrací až 3000 mg/kg, v kyselých magmatických a sedimentárních horninách se vyskytuje v nižších koncentracích 5 – 120 mg/kg.

Hlavním zdrojem chromu v půdě je zvětrávání matečných hornin. V půdách se koncentrace chromu pohybuje od 0,5 do 250 mg.kg⁻¹ o průměrných koncentracích v rozmezí 40 – 70 mg/kg, s nejnižšími koncentracemi v půdách vytvořených na písčitých materiálech a nejvyššími v půdách vytvořených ze sopečných hornin (mafity a ultramafity až 10 000 mg/kg). Mobilita chromu v půdě závisí na pH, rozložitelnosti půdní organické hmoty, obsahu jílových minerálů a na redoxním potenciálu půdy. Chrom v půdách se vyskytuje hlavně ve formě chromitých kationtů, které jsou málo pohyblivé. Při postupné oxidaci se tvoří z chromitých sloučenin chromany, které jsou velmi mobilní a navíc jsou slabě sorbovány jíly a oxidy železa, manganu a hliníku. Pro chrom není charakteristická akumulace v půdě, ale pokud se do půdy dostane, tak je velmi těžké jej z ní uvolnit.

Chrom se využívá především v metalurgickém průmyslu, při výrobě oceli, speciálních slitin (odolnějších proti korozi) nebo ke galvanickému pokovování. Dále se využívá při výrobě zrcadel, v chemickém průmyslu a koželužství. Významný podíl využití zaujímá i výroba chromových pigmentů s jejich využitím v barvířství i tiskařském průmyslu, fotografii, při impregnaci dřeva a v mnoha dalších odvětvích. Mezi nejdůležitější zdroje kontaminace patří stejně jako u arsenu spalování fosilních paliv. Dalšími zdroji chromu jsou cementárny, spalovny komunálních odpadů, výfukové plyny z automobilů, emise z klimatizačních chladících věží používajících sloučeniny chromu jako inhibitory koroze. Chrom je v malých koncentracích nezbytný prvek v lidské i živočišné výživě a jeho nedostatek jakož i nadbytek může způsobit závažná zdravotní rizika (ALLOWAY, 2012; BRANDL, 2005; FAY et al., 2007; KAFKA et al., 2002; www.priroda.cz; www.irz.cz).

3.2.3 Nikl

Nikl je v přírodě poměrně hojně přítomen, vyskytuje se ovšem jen velmi vzácně ve své ryzí formě, vyskytuje se hlavně v sulfidech: millerit - NiS, nikelin – NiAs, breithauptit - NiSb, chloantit – Ni As₂, gersdorfit – NiAsS a ullmanit - NiSbS, garnierit – (Ni, Mg)₆ SiO (OH)₈ a pentlandit - (Ni, Fe)₉S₈. Nikl se vyskytuje v zemské kůře v koncentraci 80 mg/kg, je vázán na jiné siderofilní prvky (kobalt, železo, atd.). V granitech je koncentrace niklu nižší v rozmezí 5 – 15 mg/kg. Sedimentární horniny obsahují 5 – 90 mg/kg niklu s nejnižšími koncentracemi na pískovcových půdách a nejvyššími v půdách jílových (s argilany). V ultramafických horninách dosahuje koncentrace až 2000 mg/kg.

V půdách se nikl vyskytuje převážně výsledkem přirozeného zvětrávání hornin v koncentracích od 0,2 do 5000 mg.kg⁻¹ o průměrných koncentracích v rozmezí 20 – 50 mg/kg, pokud počítáme s ultramafity (pokud ne, světový průměr činí 22 mg/kg). Nikl má vysokou afinitu k půdní organické hmotě a jeho rozpustnost je velmi závislá na půdním pH (maximální rozpustnost při pH méně než 6). Ve sloučeninách se nejčastěji vyskytuje v oxidačním stavu 0 a +II a za jistých podmínek v oxidačním stavu +I a +III (v těchto oxidačních stavech není stabilní ve vodních roztocích).

Mezi hlavní průmyslové využití Ni patří slitiny, nabíjecí baterie, šperky, barvy, keramika a magnety. Antropogenní výskyt Ni v životním prostředí je výsledkem spalování fosilních paliv, spalování odpadů, aplikace čistírenských kalů a emisí z průmyslových činností využívajících nebo vyrábějících Ni. Mezi hlavní průmyslové využití Ni patří slitiny, nabíjecí baterie, šperky, barvy, keramika a magnety. Malé množství niklu je nezbytné jak pro rostliny, tak i živočichy a naše zdraví, ale při požití nebo vdechnutí velkého množství může mít nikl nepříznivé účinky na zdraví a styk s kůží může způsobit kožní alergie. Toxické jsou veškeré nikelnaté soli, oxidy a za nejvíce toxickou sloučeninu je považován tetrakarbonyl nikl (Ni(CO)₄) (ALLOWAY, 2012; BRANDL, 2005; FAY et al., 2007; KAFKA et al., 2002; MUCK 2006; KAMENÍČEK et al., 2007; www.irz.cz).

3.2.4 Měď

Měď se v přírodě vyskytuje ryzí i ve formě minerálů. Nejznámějšími minerály jsou: chalkosin Cu₂S, chalkopyrit CuFeS₂, kuprit Cu₂O, malachit CuCO₃.Cu(OH)₂, azurit 2CuCO₃.Cu(OH)₂ aj. Nejhojnější minerální forma mědi je chalkopyrit, který obsahuje 34% mědi. Z hlediska množství v zemské kůře se měď řadí na 26. místo. Měď se vyskytuje hlavně v oxidačním stavu I a II. Obvyklá koncentrace mědi v zemské kůře je 60 mg/kg. V čedičových vyvěřelinách dosahuje měď průměrných koncentrací 90 mg/kg, zatímco v žule jen 15 mg/kg. Typické koncentrace mědi v jílech a břidlicích se pohybují v rozmezí 20 a 200 mg/kg, zatímco u písků a vápenců mezi 1 až 20 mg/kg.

V půdě se měď nachází ve formě měďnatých a měďných kationtů, přičemž ionty měďné vznikají v půdě pouze redukcí měďnatých iontů v anaerobních podmínkách. Měď se v půdách vyskytuje v několika formách, které jsou rozděleny mezi pevné a kapalné složky půdy, rozdělení mědi mezi tyto složky závisí převážně na přítomnosti a množství organické složky půdy, půdním pH (větší rozpustnost při nízkém pH a nízkém obsahu org. hmoty) a na oxidech Mn a Fe. Měď vykazuje přednostní sorpci na organickou hmotu související s jílovou frakcí a její rozpustnost a speciace závisí na pH půdního roztoku. Ke zlepšení pohyblivosti mědi

dochází rovněž v závislosti na podmínkách nitrifikace, protože měď se mění na přístupnější minerální formu. Měď se může vyskytovat v půdě v těchto formách:

- vodorozpustná, která tvoří méně než 1 % celkového obsahu mědi a s klesajícím pH její podíl výrazně klesá,
- výměnná frakce, která tvoří 3 % z celkového obsahu mědi,
- frakce sorbovaná na organickou hmotu a anorganické složky půd, jako jsou oxidy železa a manganu (15 – 50 % celkové mědi),
- frakce vázaná v oxidech a hydroxidech železa a manganu (až 40 % z celkového množství mědi),
- reziduální, iontová frakce vázaná v krystalové struktuře silikátů (25 % z celkové mědi lehkých půd, u těžkých půd až 90 % celkového obsahu mědi).

Pro většinu půd se koncentrace mědi měří jako součet přirozených pozadřových hodnot a antropogenních vstupů a používá se tedy pojem „ambient background“ (okolní pozadí). Tyto antropogenní vstupy se liší s užitím půdy a vzdáleností od zdroje (např. hutě). Obvyklé pozadřové koncentrace mědi v půdě kolísají mezi 2 a 50 mg/kg hmotnosti sušiny, v některých půdách ovšem mohou přirozené koncentrace dosáhnout až nad 100 mg/kg. Průměrný obsah v půdách ČR činí 26 mg/kg (ALLOWAY, 2012; TREBICHA VSKÝ et al., 1998; www.irz.cz).

Měď a její sloučeniny se používají pro elektrická zařízení (dráty), mince, biostatické povrchy v nemocnicích, rozvod vody, hasicí přístroje, hnojiva, baktericidy a fungicidy. Měď se používá také ve slitinách jako je bronz (slitina mědi a cínu) mosaz (slitina mědi a zinku) konstantan (slitina mědi a niklu). Do životního prostředí se zavádí antropogenní činnosti, jako je těžba, výroba kovů, spalování fosilních paliv, výroba fosfátových hnojiv a šíření čistírenských kalů a kejdy prasat. Vysoké koncentrace mědi se nacházejí ve svrchní vrstvě půdy ovlivněné těžební a hutní činností (až 2000 mg/kg) a zpracování dřeva (až 1000 mg/kg). Nadměrné koncentrace mědi dosahující až více jak 100 mg/kg lze nalézt také v blízkosti cest (opotřebením brzd a pneumatik) a železnic (koroze drátů). Měď je nezbytným prvkem pro všechny rostliny (v koncentraci 5 – 20 mg/kg) a organismy. Je také široce používán v krmivech pro hospodářská zvířata. Při vysokých koncentracích (zhruba 10 – 50x normální koncentrace) jsou měď a její sloučeniny toxické pro vodní organismy a zejména pro ovce a mladé telata (ALLOWAY, 2012; BRANDL, 2005; FAY et al., 2007).

3.2.5 Mangan

Mangan se vyskytuje v přírodě velmi hojně především v horninách a v minerálech: pyrolusit (burel) MnO_2 , braunit Mn_2O_3 , manganit $\text{MnO}(\text{OH})$, hausmanit Mn_3O_4 , dialogit MnCO_3 , blejno manganové MnS . Mangan se převážně nalézá ve druhém oxidačním stupni v minerálech s obsahem Fe a Mg. Díky tomu nalézáme nejvyšší koncentrace manganu v bazických a ultrabazických horninách jako serpentinit a čedič a také v kyselých horninách (žuly). Obvyklá koncentrace manganu v zemské kůře je 950 mg/kg. Koncentrace Mn roste od kyselých hornin (100-500 mg/kg), neutrálním (400-900 mg/kg), bazickým a ultrabazickým horninám (1000-2000 mg/kg) (ALLOWAY, 2012; TREBICHA VSKÝ et al., 1998;).

V půdě se mangan vyskytuje ve vyšší koncentraci, než jiné stopové prvky. Obsah manganu v půdách závisí na podložních horninách. Průměrná koncentrace manganu v půdách je 850 mg/kg. Sloučeniny vyskytující se v půdě obsahují mangan ve formě Mn^{2+} , Mn^{3+} a Mn^{4+} .

Geochemie manganu v půdě je velmi komplexní díky schopnostem manganu jako: schopnost existovat v několika krystalických a pseudokrystalických stavech a vyskytovat se téměř ve všech oxidačních stavech. Mangan může velmi jednoduše přecházet mezi jednotlivými oxidačními stavy a jeho adsorpce se zvyšuje se zvyšujícím pH.

Velký podíl světové těžby manganu spotřebuje legování oceli a výroba slitin Fe a Al. Zbytek se spotřebuje při výrobě alkalických baterií, ve sklářském a keramickém průmyslu a při výrobě chemikálií. Jeho sloučeniny lze nalézt v pigmentech, alkalických bateriích a jako přísada v benzínu. Manganistan draselný je silným oxidačním činidlem a používá se jako dezinfekční prostředek. Do životního prostředí se zavádí antropogenní činností při průmyslových procesech (výroba strojírenských ocelí a elektrických akumulátorů), z atmosférické depozice, výfukových emisí, hnojiv a kalů z ČOV. Mangan je stejně jako mnoho dalších prvků nepostradatelný pro život velkého množství živočichů a rostlin. Podílí se na mnoha funkcích v metabolismu. Je velmi důležitý pro tvorbu celé řady hormonů, enzymů (tzv. metaloenzymů) a dalších sloučenin, které významně ovlivňují životně důležité pochody odehrávající se v organismech. Nízký obsah manganu v alkalických půdách má často za následek nedostatek manganu u hospodářských přežvýkavců, k čemuž obvykle dochází na kyselých půdách, které byly zúrodněny přidáním vápna. Nadměrný příjem manganu, i když ne tak zdraví škodlivý jako u jiných běžných kovů (jako je Cu, Ni a Fe), je stále toxický (ALLOWAY, 2012; BRANDL, 2005; FAY et al., 2007; MUCK, 2006; KAMENÍČEK et al., 2007).

3.2.6 Zinek

Zinek se v zemské kůře vyskytuje v koncentraci 76 mg/kg. K nejrozšířenějším rudám zinku patří: sfalerit - ZnS , a smithsonit - ZnCO_3 . Mezi méně rozšířené rudy patří hemimorfít $\text{Zn}_4\text{Si}_2\text{O}_7(\text{OH})_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$, franklinit $(\text{Zn,Fe})\text{O} \cdot \text{Fe}_2\text{O}_3$, zinkit ZnO a willemít Zn_2SiO_4 . Vyvřeliny, jako např. čediče, jsou bohaté na zinek (obvykle 110 mg/kg) díky izomorfní substituci zinku za Fe^{2+} a Mg^{2+} v Fe-Mg minerálech (např. augit, amfibol, biotit). Vyvřelé horniny bohaté na křemen (např. žula) mají koncentrace zinku nízké (obvykle 40 mg/kg). Pískovec a vápenec vyvinuté z matečných hornin chudých na zinek ho mají obvykle 20 mg/kg, kdežto jíly a břidlice obsahují 100 mg/kg a černá břidlice až 1500 mg/kg.

V půdě se zinek obvykle nachází v koncentracích od 10 do 100 mg/kg. Zinek se v půdě vyskytuje v různých formách a jeho celkový obsah je značně rozdílný, závisí na obsahu zinku v matečné hornině. V půdě se nachází v oxidačním stavu +II. Zinek je sorbován jako Zn^{2+} , na oxidohydroxidy a organické látky a iontovou výměnou na povrch jílových minerálů. Dostupnost a mobilita iontů zinku se zvyšuje se zvyšujícím se půdním pH.

Zinek je po Fe, Al a Cu nejčastěji používaný kov. Čistý zinek se používá jako antikorozi ochranný materiál především pro železo a jeho slitiny. Zinek má velmi dobré vlastnosti pro výrobu odlitků. Ze zinku se vyrábí kovové součástky, které jsou dobře odolné vůči atmosférickým vlivům, ale nemusejí snášet výrazné mechanické namáhání (protože zinek je mechanicky velmi málo odolný). Například části motorových karburátorů, kovové ozdoby, okenní kliky, konve, vědra, vany, střešní okapy, střechy, obkládání nádrží, skříní, ledniček aj. Zinek se používá k výrobě galvanických článků. Také se v menší míře používá i při výrobě klenotnických slitin se zlatem, stříbrem, mědí a niklem. Mnoho ze sloučenin zinku se využívá jako nátěrové barvy. Mezi antropogenní zdroje zinku patří hlavně podniky barevné metalurgie, díky této činnosti dospěla kontaminace půd zinkem v některých oblastech k vysoké akumulaci tohoto prvku v horní vrstvě půd a stala se vážným problémem v ochraně životního prostředí. Mezi další zdroje znečištění prostředí zinkem patří pokovování, pigmenty do barviv a keramických glazur, zemědělství a komunální odpad, z důlních odpadů, hnojiv a čistírenských kalů a vzdušné depozice. Zinek je stopový prvek nezbytný pro rostliny a živočichy a je standardní součástí vitamínových a minerálních doplňků. Při nadměrném požití je toxický, ale úroveň toxicity závisí na organismu a vývojovém stádiu. Jak vysoké tak i nízké koncentrace v půdách mohou být důvodem k obavám. Zinek může v půdním systému snížit rychlost rozkladu organické hmoty a negativně ovlivnit činnost půdních organismů (ALLOWAY, 2012; BRANDL, 2005; FAY et al., 2007; KAFKA et al., 2002; www.irz.cz).

3.2.7 Olovo

Olovo se v přírodě vyskytuje přirozeně nejčastěji ve formě olovnaté soli, v zemské kůře je v koncentraci 14,8 mg/kg. Vyskytuje se v rudě galenitu – PbS, v rudách také často doprovází Zn a Cu. Kationty Pb^{2+} nahrazují izomorfní substitucí K^{+} v silikátové mřížce a Ca^{2+} v karbonátech. V sedimentárních horninách mají břidlice vyšší koncentrace olova (22 mg/kg), než pískovce (10 mg/kg). Černá břidlice je bohatá na organickou hmotu a sulfidy a mívá tedy vyšší koncentrace olova.

Na sloučeniny olova je nejbohatší vrchní padesátimilimetrová vrstva půdy a s přibývajícím hloubkou obsah olova klesá, to je zapříčiněno převážně atmosferickou depozicí, dlouhodobou historií využívání olova (olovo je jedním z lidí nejpoužívanějších kovů o kterém se věří, že byl první z hornin lidmi vytěžený kov). Za průměrný obsah olova v nekontaminovaných půdách je považováno 17 mg/kg. Průměrný obsah olova v půdách ČR je 40,5 mg/kg. Nejvyšší koncentrace byly naměřeny v půdách vzniklých na ortorulách, rulách a granitech. Ke kontaminaci půd olovem dochází převážně v půdách městských aglomerací a okolo dálnic (až 3000 mg/kg). V půdě se nachází nejčastěji v oxidačním stavu +II. Olovo se váže převážně na jílové minerály, oxidy manganu, hydroxidy železa a hliníku a organickou hmotu. Je rozpustné v kyselém prostředí a při zvyšování pH (po vápnění) se jeho rozpustnost snižuje, protože se sráží ve formě hydroxidu, fosforečnanu nebo uhličitanu. V půdě je olovo velmi málo pohyblivé. Přesto je upozorňováno na to, že imobilitu olova nelze přeceňovat, protože v přítomnosti chalátů může pohyblivost olova překvapivě narůstat.

Olovo je po železe a mědi třetí nejpoužívanější kov. Používá se v munici, bateriích, ve skle, pro písty varhan, elektrody, opláštění kabelů, výrobu slitin a u počítačových a televizních obrazovek. Mezi antropogenní zdroje olova patří: metalurgický průmysl, těžební průmysl, spalování uhlí, spalování odpadů a významným zdrojem je (i přes zrušení olovnatých paliv) stále doprava. V zastavěných oblastech do značné míry souvisí zvýšený obsah olova v půdě s minulým použitím olovnatého benzínu a obvykle se omezuje na oblasti v krátké vzdálenosti (v metrech) od pozemních komunikací. S vysokými obsahy olova se lze také setkat na střelních. Olovo není nezbytné pro člověka, zvířata ani rostliny a vzhledem k jeho prokázané toxicitě se projevuje snaha o co největší omezení využívání olova a jeho slitin (dříve bylo olovo velmi běžně používaným kovem). Olovo a jeho sloučeniny jsou vysoce toxické a v průběhu času se bioakumuluje v organismech a potravinových řetězcích (ALLOWAY, 2012; BRANDL, 2005; FAY et al., 2007; TREBICHA VSKÝ et al., 1998; KAFKA et al., 2002; www.priroda.cz; www.irz.cz).

3.2.8 Železo

Železo je druhý nejhojnější kov a čtvrtý nejhojnější prvek v zemské kůře, kterou tvoří více než 5%. V zemské kůře se vyskytuje ve formě minerálů: hematit (krevel) Fe_2O_3 , limonit (hnědel) $2\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, magnetit Fe_3O_4 , pyrit FeS_2 . Malá množství železa jsou také přítomny v rudách jiných kovů. Magnetit i hematit se mohou do půd dostávat také imisemi ze spalování fosilních paliv, z dopravy i z metalurgického průmyslu (MATÝSEK et al., 2009; FAY et al., 2007).

Celkový obsah železa v půdě je poměrně vysoký, pohybuje se v rozmezí 0.7 – 14 %, s průměrnou hodnotou 2.75 %. Pohyblivost Fe v půdě je závislá na pH a ox.-red. potenciálu. Železo se vyskytuje nejběžněji v oxidačních stavech II, III, ale může se vyskytovat v různých jiných od 0 po IV. Železo je transportováno do hlubších vrstev, kde v závislosti na stupni oxidace a pH může být vysráženo. Přítomnost železitých kationtů se se stoupající hodnotou pH snižuje v důsledku vzniku nerozpustných sloučenin. Proto se v půdách bohatých na CaCO_3 se často u rostlin vyskytuje chloróza z nedostatku železa.

Železo je nejběžněji používaný kov. Jeho produkce představuje 95% veškeré výroby kovů. Je nejběžněji používané ve svých slitinách, například: litina, kované železo a ocel. Je to odolný a zároveň relativně levný kov. Železo je biogenní prvek nezbytný pro všechny známé organismy. Železo je základem krevního barviva savců tzv. HEMu. Na něm dochází k vlastnímu přenosu kyslíku. Nedostatek železa tedy vyvolává nedostatek krevního barviva, s tím souvisí menší přenos kyslíku a je zde možnost hypoxie tkání. Nadměrné množství je pro člověka toxické, nedostatek železa je ovšem mnohem častější a způsobuje anémii. Nadměrný příjem železa může snížit vstřebávání Cu a Zn u zvířat (BRANDL, 2005; FAY et al., 2007; MATÝSEK et al., 2009; MUCK, 2006; KAMENÍČEK et al., 2007; <http://web2.mendelu.cz/>)

4. CHARAKTERISTIKA OBLASTI

Třinec je město v okrese Frýdek-Místek v Moravskoslezském kraji, 32 km jihovýchodně od Ostravy na řece Olši na území historického Těšínského Slezska. V roce 2011 zde žilo 37 tisíc obyvatel, má rozlohu 8 541 ha, centrum je v nadmořské výšce 306 m n. m., nejvyšší bod dosahuje téměř 1000 m n. m. Podle správního členění patří do Moravskoslezského kraje, okres Frýdek-Místek. V roce 2001 se 17,7 % obyvatel města hlásilo k polské národnosti. První písemná zmínka o městě pochází z roku 1444 (www.trinecko.cz).

Město Třinec je významným průmyslovým místem České republiky a ve městě sídlí významný průmyslový podnik Třinecké železářny. Třinecké železářny patří k průmyslovým podnikům s nejdelší tradicí hutní výroby v České republice. Byly založeny v roce 1839 Těšínskou komorou, kterou v té době vlastnil Karel Habsburský. Počátky hutní výroby v Třinci jsou spojeny s výrobou surového železa v dřevouhelné vysoké peci. V současné době jsou Třinecké železářny moderním podnikem s uzavřeným hutním výrobním cyklem, jehož hlavní výrobní program tvoří dlouhé válcované výrobky (www.trinecko.cz).



Obrázek 1: Mapa Třince (www.mapy.cz)

4.1.GEOLOGIE A GEOMORFOLOGIE OBLASTI

Podle J. Demka (2006) řadíme zkoumanou oblast nacházející se v městě Třinec do provincie Západní Karpaty přesněji Okrsek Ropická plošina (viz. tabulka č. 1), tato oblast je označena IXD-1F-2.

Tabulka č. 1: Geomorfologické jednotky (DEMEK, 2006)

Provincie	Západní Karpaty
Soustava	Vnější západní Karpaty
Podsoustava	Západobeskydské podhůří
Celek	Podbeskydská pahorkatina
Podcelek	Třinecká brázda
Okrsek	Ropická plošina

Ropická plošina je úpatní plošina ležící ve v. části Třinecké brázdy. Podloží tvoří křídové a paleogenní flyšové horniny slezské a podslezské jednotky vnější skupiny příkrovů, které jsou mocně překryty kvartérními sedimenty. V rámci slezské jednotky místy vystupují horniny spodních těšínských vrstev s těšínskými vápenci a horniny těšínsko–hradišťského souvrství godulského vývoje. Podloží je proniknuto četnými výchozy hornin vulkanické těšínitové asociace (těšínit, pikrit, diabas) (www.moravske-karpaty.cz).

V rámci podslezské jednotky se uplatňují horniny frýdeckého a frýdlantského souvrství (dříve podmenilitové s.). Jako celek jsou tyto horniny mocně překryty kvartérními sedimenty. Významně rozšířeny jsou překryvy sprašových hlín, písčitohlinité a hlinitokamenité (podsvahové) deluviální sedimenty, písčité i štěrkovité proluviální sedimenty a písčito–štěrkovité fluviální sedimenty říčních koryt i vyššího údolního terasového stupně. Údolní dna Olše a jejich přítoků vyplňují nivní hlíny (www.moravske-karpaty.cz).

Akumulační reliéf Ropické plošiny je vytvořen překryvy sprašových hlín a spojených náplavových kuželů levých poboček Olše. Při úpatí Lysohorské hornatiny se nachází úpatní haldy. V oblasti jsou roztroušeny stopy po zásahu kontinentálního zalednění (www.moravske-karpaty.cz).

4.2.PŮDNÍ TYPY OBLASTI

Podle půdní mapy ČR (obrázek č. 2) se, na zkoumané části Třince, nacházejí níže popsané půdní typy.



Obrázek 2: Vybraná část Půdní mapy ČR v měřítku 1:250 000 (KOZÁK, 2009)

Vysvětlivky:

- ANu33 – Antropozem urbanní (antropogenní substráty)
- PGm07 – Pseudoglej modální (polygenetické hlíny a glaciální uloženiny)
- KAv27 – Kambizem modální vyluhovaná (svahoviny, silikátokarbonátových břidlic – střídání s bezkarbonátovými, střední až těžké (křída, flyš))
- FLm14 – Fluvizem modální (nivní sedimenty bezkarbonátové)

Z půdní mapy vyplývá, že oblast Třince je tvořena převážně antropozemí. **Antropozem** je půda vytvářená či vytvořená z člověkem nakupených substrátů získaných při těžební a stavební činnosti. Charakter takto vytvořených půd je dán jednak vlastnostmi původního materiálu, jednak antropogenním vrstvením či mísením materiálu, dále pak usměrněním procesu pedogeneze po rekultivacích, sledujících úpravy půdních vlastností pro zemědělské, lesnické a rekreační využití. Pouhé navrstvení vytváří pouze antropické substráty (haldy, deponie). Antropozem urbanní je tvořená ze substrátů obsahujících zbytky stavebních materiálů (KOZÁK, 2009).

Pseudogleje se vytvářejí buď z pedogenně (z luvizemí) či mitogenně zvrstvených event. nepropustných (pelické, písčitojílovité) substrátů. Nalézáme je v rovinatých částech reliéfu humidnějších oblastí. Jsou půdy charakterizovány výskytem výrazného mramorovaného, redoximorfního diagnostického horizontu. U půd vyvinutých z luvizemí nalézáme nad ním

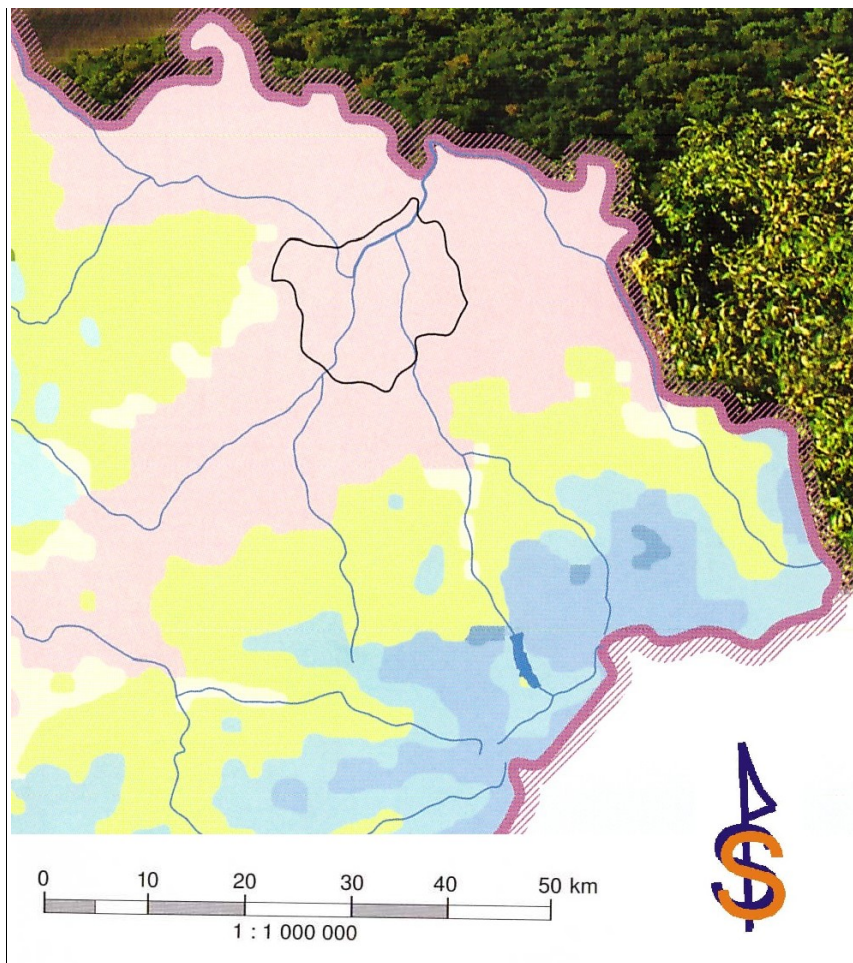
vybělený horizont s velkým výskytem výrazných modulárních novotvarů. U ostatních půd vznikl mramorovaný horizont transformací kambického braunifikovaného horizontu nebo pelického kambického horizontu. U pseudoglejí z těžkých substrátů nalézáme nad mramorovaným pelickým horizontem ostře oddělenou světlou lehčí vrstvu či vybělený horizont vzniklý ferolytickým rozpadem jílu. Humusový horizont a ornice mají zvýšený obsah humusu ve srovnání s okolními anhydromorfními půdami. Pro modální subtyp pseudoglejí je typická nanejvýš mitogenní texturní diferenciacie, resp. nepropustnost profilu (KOZÁK, 2009).

Kambizemě vytvářejí hlavně ve svažitých podmínkách pahorkatin, vrchovin a hornatin, v menší míře (sypké substráty) v rovinatém reliéfu. Jsou to půdy s kambickým hnědým (braunifikovaným) horizontem, vyvinutým převážně v hlavním souvrství svahovin magmatických, metamorfických a zpevněných sedimentárních hornin, ale i jim odpovídajících souvrstvích, např. v nezpevněných lehčích až středně těžkých sedimentech. Vznik těchto půd z tak pestrého spektra substrátů podmiňuje jejich velkou rozmanitost z hlediska trofismu, zrnitosti a skeletovitosti. I výrazněji vyvinuté pedy v kambickém horizontu postrádají jílové povlaky – argilany. Kambizemě se vyskytují v širokém rozmezí klimatických a vegetačních podmínek, což určuje difference v akumulaci humusu a jeho kvalitě, ve vyluhování půdního profilu, zvětrávání, braunifikaci, v interakci s vlastnostmi substrátu. Pro kambizem vyluhovanou je typický horizont Bv bez karbonátů (karbonáty v substrátu) (KOZÁK, 2009).

Fluvizemě jsou půdy charakterizované pouze fluvickými znaky (vrstevnatost, nepravidelné rozložení organických látek s obsahem až i $> 0,3\%$ do hloubky 0,60 m). U fluvizemí je tvorba kambického horizontu je obtížně prokazatelná, v profilu lze nalézt i novotvary podobné argilanům, které vznikají při vsakování vody při záplavě. Tyto půdy se vytvářejí v nivách řek a potoků z povodňových sedimentů. Fluvizem modální se vytváří ze středně těžkých substrátů (KOZÁK, 2009).

4.3. KLIMATICKÉ PODMÍNKY

Při zhodnocení klimatických poměrů oblasti jsem vycházel z Quittovy klasifikace klimatických oblastí obsažené v Atlasu Podnebí Česka (TOLASZ, 2007), ten uvádí, že zkoumané místo (Třinec) se nachází v mírně teplých oblastech MW7 a MW8. Charakteristiky těchto oblastí jsou obsaženy v tabulce č. 2, celá oblast je rovněž zobrazena na obrázku č. 3 (MW7-zelená, MW8-bílá).



Obrázek 3: Vybraná část mapy klimatologických podmínek (TOLASZ, 2007)

Tabulka č. 2: Charakteristika klimatických oblastí MW7 a MW8 (TOLASZ, 2007)

Charakteristické vlastnosti oblasti	oblast MW7	oblast MW8
Počet letních dní	30 – 40	40 – 50
Počet dní s průměrnou teplotou 10 °C a více	140 – 160	140 – 160
Počet dní s mrazem	110 – 130	130 – 140
Počet ledových dní	40 – 50	40 – 50
Průměrná lednová teplota ve °C	-2 až -3	-4 až -5
Průměrná červencová teplota ve °C	16 – 17	17 – 18
Průměrná dubnová teplota ve °C	6 – 7	7 – 8
Průměrná říjnová teplota ve °C	7 – 8	7 – 8
průměrný počet dní se srážkami 1 mm a více	100 – 120	100 – 120
Suma srážek ve vegetačním období v mm	400 – 450	400 – 450
Suma srážek v zimním období v mm	250 – 300	250 – 300
Počet dní se sněhovou pokrývkou	60 – 80	60 – 80
Počet zatažených dní	120 – 150	120 – 150
Počet jasných dní	40 – 50	40 – 50

Mírně teplou oblast lze slovně charakterizovat dlouhým, teplým, suchým až mírně suchým létem. Krátkou, suchou zimou s mírnými teplotami a krátkým trváním sněhové pokrývky. Přechodná období krátká s mírným až mírně teplým jarem a mírně teplým podzimem (QUITT, 1971).

Větrné podmínky oblasti jsou definovány směrem větru a jeho procentuální četností obsažené v níže přiložených tabulkách č. 3 a č. 4. Vzorky jsem odebíral v blízkosti obou měřicích stanic města Třince, proto uvádím data ze stanice Třinec-Kosmos (49° 40' 5.209" sš 18° 40' 40.077" vd) i ze stanice Třinec-Kanada (49° 40' 20.563" sš 18° 38' 34.936" vd). Uvedená data jsou průměrné hodnoty za rok 2010.

Tabulka č. 3: Směr proudění větru – Třinec Kosmos (ČHMÚ-ISKO)

směr větru	S	SV	V	JV	J	JZ	Z	SZ	Bezvětrí
četnost ze směru (%)	7,39	0,22	1,51	46,8	3,75	3,62	9,74	26,78	0,19

Tabulka č. 4: Směr proudění větru – Třinec Kanada (ČHMÚ-ISKO)

směr větru	S	SV	V	JV	J	JZ	Z	SZ	Bezvětrí
četnost ze směru (%)	4,63	2,96	11,47	28,86	8,62	12,38	17,19	13,03	0,86

4.4.IMISNÍ ZÁTĚŽ OBLASTI

Imise vznikají z emisí chemickými reakcemi a/nebo v důsledku přenosu a rozptýlu v ovzduší. Těmito procesy jsou látky naředěny, a proto jsou imise znečišťujících příměsí vždy méně koncentrované než emise. Imisní úroveň ovzduší nás zajímá zejména z hlediska možného negativního ovlivnění látkami, jejichž koncentrace v ovzduší se proto monitorují. Jsou to oxid siřičitý (SO₂), oxidy dusíku (NO_x), prašný aerosol či suspendované částice (TSP/SPM, PM₁₀, PM_{2.5}, PM₁), oxid uhelnatý (CO), přízemní ozón (O₃) a vybrané těžké kovy v prašném aerosolu – olovo (Pb) a kadmium (Cd), arsen (As) a nikl (Ni) aj. (HŮNOVÁ et al., 2004).

Imisní úrovně se zjišťují pomocí monitorovacích sítí. Měření stacionárních stanic bývá doplněno účelovými měřeními mobilními. Hodnocení imisní situace se opírá o data archivovaná v imisní databázi Informačního systému kvality ovzduší České republiky. Vedle údajů ze staničních sítí ČHMÚ přispívá do imisní databáze ISKO již řadu let několik dalších organizací podílejících se rozhodujícím způsobem na sledování znečištění ovzduší v České republice (HŮNOVÁ et al., 2004; ČHMÚ 2013).

4.4.1. Imisní monitoring

Kvalita ovzduší je sledována pravidelně na území celé ČR prostřednictvím sítě měřicích stanic (tzv. imisní monitoring) v souladu se zákonem č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší. Státní síť imisního monitoringu provozuje MŽP, které tím pověřilo ČHMÚ. Data z ISKO jsou každoročně zpracovávána a prezentována v podobě publikace „Znečištění ovzduší na území České republiky“, jejíž grafická a tabelární část je dostupná na stránkách ČHMÚ. (www.mzp.cz)

4.4.2. Imise Třinec

V Třinci se v současné době měří imise na dvou automatizovaných monitorovacích stanicích (AMS) a to AMS Třinec-Kosmos (TTROA), která sleduje: SO₂, NO, NO₂, NO_x, PM₁₀, PM_{2,5}, O₃, benzen, toluen. A na stanici AMS Třinec-Kanada (TTRKA), která sleduje: NO, NO₂, NO_x, PM₁₀, benzen, toluen. V tabulce č. 5 jsou zaznačeny průměrné roční imise sledovaných parametrů naměřené na stanicích Třinec-Kosmos a Třinec-Kanada v µg/m³. Tabulka č. 6 zobrazuje roční koncentrace za roky (2008-2012) zhodnocené pětiletým průměrem pro zkoumanou část Třince. (ČHMÚ – OZKO)

Tabulka č. 5: Průměrné roční imise za rok 2012 [µg/m³] (ČHMÚ-ISKO)

Lokalita	SO ₂	NO	NO ₂	NO _x	PM ₁₀	PM _{2,5}	O ₃	benzen	toluen
TTROA	8,8	4,5	20,7	27,7	38,8	31,9	50,8	2,2	1,6
TTRKA	-	3,6	17,3	22,7	32,4	-	-	1,2	0,8

Znečišťující látka	Doba průměrování	Mez pro posuzování [µg.m ⁻³]		Imisní limit [µg.m ⁻³] LV
		Dolní LAT	Horní UAT	
SO ₂	1 hodina	—	—	350 max. 24x za rok
	24 hodin	50 max. 3x za rok	75 max. 3x za rok	125 max. 3x za rok
NO ₂	1 hodina	100 max. 18x za rok	140 max. 18x za rok	200 max. 18x za rok
	kalendářní rok	26	32	40
PM ₁₀	24 hodin	25 max. 35x za rok	35 max. 35x za rok	50 max. 35x za rok
	kalendářní rok	20	28	40
PM _{2,5}	kalendářní rok	12	17	25
Pb	kalendářní rok	0,25	0,35	0,5
CO	maximální denní 8hod. klouzavý průměr	5 000	7 000	10 000
Benzen	kalendářní rok	2	3,5	5

Obrázek 4: Imisní limity pro ochranu zdraví a maximální počet jejich překročení (www.chmi.cz)

Znečišťující látka	Doba průměrování	Mez pro posuzování [ng.m ⁻³]		Imisní limit [ng.m ⁻³] LV
		Dolní LAT	Horní UAT	
As	kalendářní rok	2,4	3,6	6
Cd	kalendářní rok	2	3	5
Ni	kalendářní rok	10	14	20
Benzo(a)pyren	kalendářní rok	0,4	0,6	1

Obrázek 5: Imisní limity pro ochranu zdraví - celkový obsah v částicích PM₁₀ (www.chmi.cz)

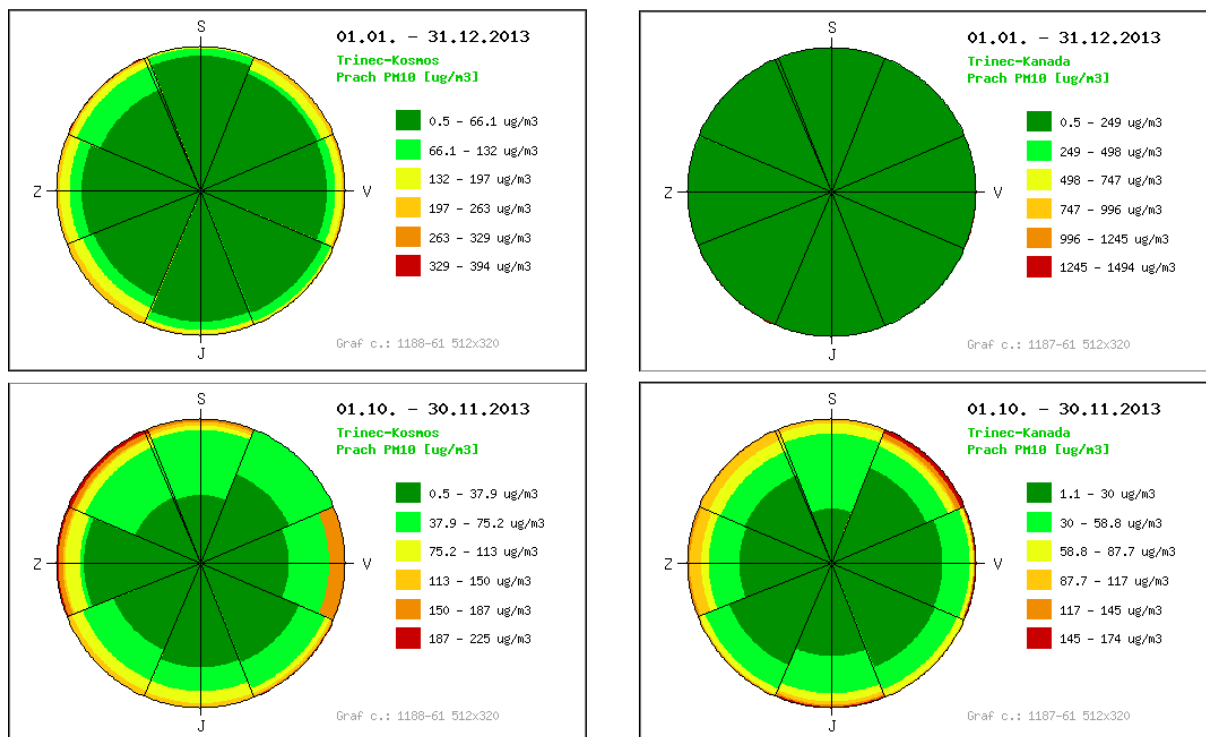
Při porovnání průměrných ročních imisí (tabulka č. 5) s imisními limity pro ochranu zdraví (obrázky č. 4 a č. 5) lze vidět, že roční limit překračuje pouze PM_{2,5} (25 µg/m³) na měřící stanici Třinec-Kosmos ročním průměrem 31,9 µg/m³ ostatní znečišťující látky roční limit nepřesáhly. Vezmeme-li v potaz pětileté průměrné koncentrace zobrazené v tabulce č. 6 (tabulka zobrazuje rozmezí hodnot vyskytujících se v daném území), lze vidět, že limitní hodnoty přesahuje opět PM_{2,5} a to v celé oblasti v rozmezí 27 – 32 µg/m³ a rovněž v části území i PM₁₀ (40 µg/m³), v části se PM₁₀ drží pod limitem - rozmezí (35 – 42 µg/m³).

Tabulka č. 6: Pětileté průměrné koncentrace měřených látek (ČHMÚ-OZKO)

Látka	Koncentrace	Látka	Koncentrace
SO ₂	40 - 48 µg.m ⁻³	Pb	12 - 15 ng.m ⁻³
NO ₂	15 - 25 µg.m ⁻³	As	1,6 - 2,4 ng.m ⁻³
PM ₁₀	35 - 42 µg.m ⁻³	Cd	0,8 - 1,8 ng.m ⁻³
PM _{2,5}	27 - 32 µg.m ⁻³	Ni	1,1 - 1,5 ng.m ⁻³
Benzen	2 - 3,1 µg.m ⁻³		

Obrázek č. 6 obsahuje větrné růžice průměrných koncentrací PM₁₀ za rok 2013 a za měsíce odběru vzorku v AMS Třinec – Kanada (vlevo) a v AMS Třinec – Kanada (vpravo).

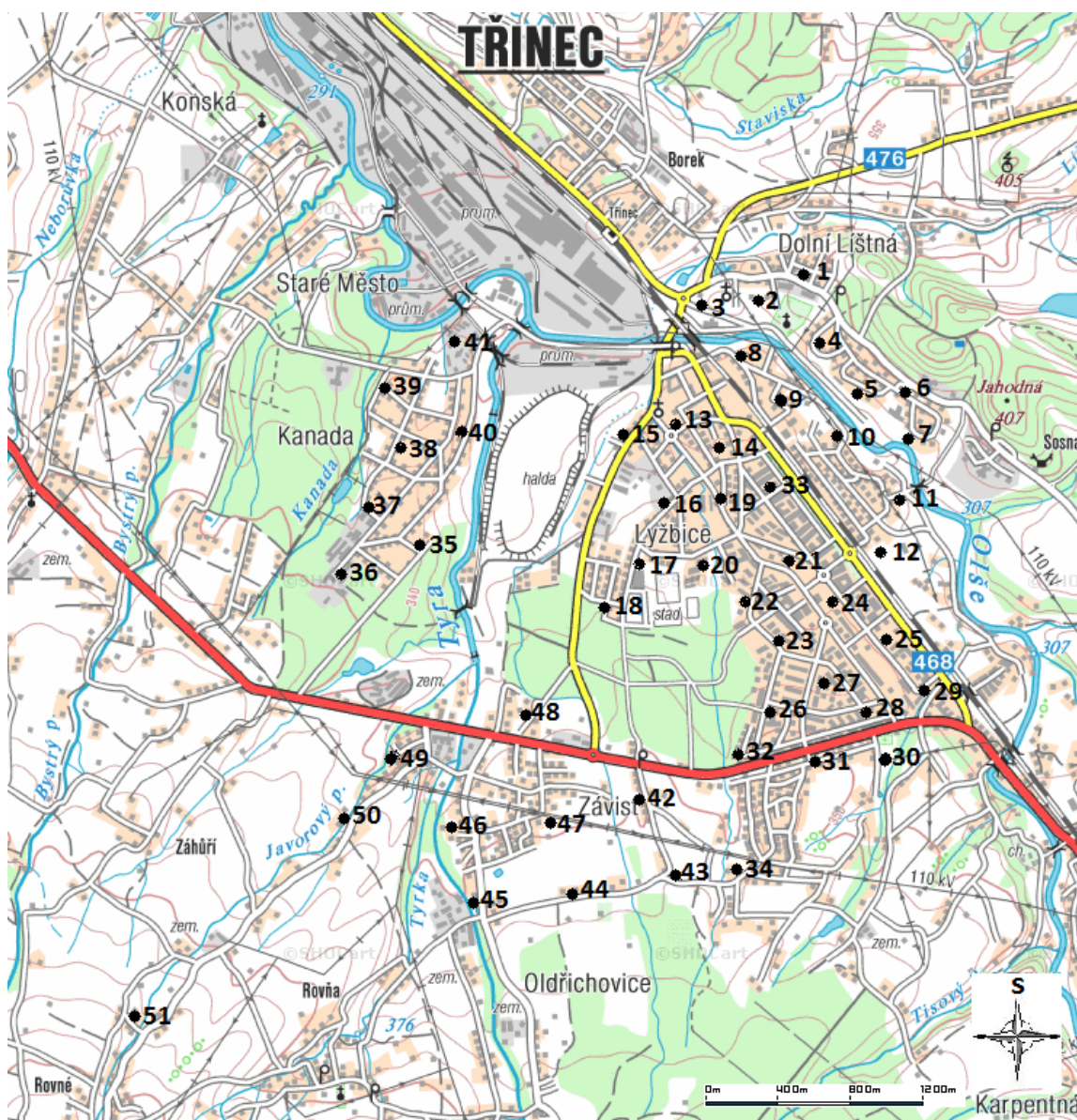
V období od 01.01 do 30. 12. 2013 byly na měřící stanici Třinec – Kosmos zjištěny nejvyšší koncentrace PM₁₀ v JZ a SZ směru. Výraznější rozdíly jsou patrné pro měřené období od 01. 10. do 30. 11. 2013, kdy byly nejčastěji koncentrace PM₁₀ nad 187 µg/m³ zjištěny ve východním směru, ale nejvyšší koncentrace nad 225 µg/m³ byly zjištěny v SZ a Z směru. Na stanici Třinec – Kanada v období od 01. 01. do 30. 12. 2013 nepřekročily naměřeny koncentrace hodnotu 249 µg/m³ v žádném směru. Výraznější rozdíly jsou patrné pro měřené období od 01.10 do 30. 11. 2013, kdy byly nejčastěji koncentrace PM₁₀ nad 117 µg/m³ zjištěny ve SZ a Z směru, ale nejvyšší koncentrace nad 174 µg/m³ byly zjištěny v SV směru. Z růžic je zřejmé, že se v zimním období oblasti liší, u AMS Třinec - Kanada byly nejvyšší koncentrace stanoveny v SV směru, zatímco u AMS Třinec – Kosmos v SZ směru.



Obrázek 6: Růžice částic PM10 (<http://mail.envitech.sk/phptrinec/>)

5. ODBĚR A ANALÝZA VZORKŮ

V této kapitole popisuji, jak jsem postupoval při odběru vzorků a které metody jsem použil pro jejich analýzu. Místa odběru jsem navrhl podle systematického přístupu, který je popsán v normě ČSN EN ISO 19258. Místa odběru vzorku byla zvolena s použitím čtvercové sítě ve vzdálenosti 300 m. Vzorky městských půd z centrální i okrajové části města jsem odebíral z travnatých ploch parků a okrajů silnic (viz. obrázek č. 7 mapa vzorků), v rozmezí tří týdnů na přelomu říjen – listopad 2013. Vzorky jsem odebral z hloubky 10-20 cm, pomocí zahradnické sázecí lopatky a uložil do předem označených LDPE sáčků. Tímto způsobem bylo odebráno 51 vzorků o hmotnosti 0,7 – 1,3 kg. Vzorky před analýzou byly uchovány podle ČSN EN ISO 19258.



Obrázek 7: Rozložení sítě vzorkování (<http://mapy.crr.cz>)

Příprava vzorků byla provedena podle normy ČSN ISO 11464. Prvním krokem přípravy vzorků je jejich vysušení v sušárně, kde se vzorky zbavují své vlhkosti při teplotě 40°C. Po vysušení jsem jednotlivé vzorky ručně podrtil pro uvolnění zrn, tak aby je šlo homogenizovat prosátím na sítu o velikosti ok 2 mm.

5.1.ZRNITOST

Určení zrnitosti jednotlivých vzorků půd bylo provedeno z důvodu klasifikace vzorků. Zrnitost jsem určil u čtyř vzorků, které zastupovaly jednotlivé půdní typy zkoumané oblasti. Z předem podrcených vzorků jsem odvážil 100 g, které jsem poté přesíval přes síta s různou velikostí ok. Hmotnost zrn v jednotlivých frakcích, která je rovna procentuálnímu zastoupení (1g = 1%), je spolu s velikostí ok zaznačena v tabulce č. 7.

Tabulka č. 7: Zrnitostní analýzy vybraných vzorků

Vzorek č.:	30	34	40	50
Výchozí hmotnost (g):	100	100	100	100
Síta (mm):	% podíl zastoupení	% podíl zastoupení	% podíl zastoupení	% podíl zastoupení
> 2,0	2,294	1,476	1,096	0,187
1,6 - 2,0	12,536	10,28	11,897	4,133
1,0 - 1,6	23,755	18,35	23,942	10,605
0,5 - 1,0	22,624	19,467	27,318	18,675
0,25 - 0,5	15,27	14,632	17,634	24,086
0,16 - 0,25	6,352	15,699	5,978	14,928
0,063 - 0,16	12,785	17,915	8,917	21,984
0,045 - 0,063	3,938	1,715	2,806	3,99
< 0,045	0,076	0,024	0,114	1,166

5.2.STANOVENÍ pH

Při stanovení pH vzorků půdy jsem postupoval podle normy ČSN ISO 10390. Do dvou 100 ml PVC lahvíček jsem navážil 10 g vzorku, poté jsem jednu zalil 50 ml roztoku KCl a druhou 50 ml destilované vody. Uzavřené lahvičky jsem dal hodinu třepat na třepačce a poté hodinu stát v klidu. Po uplynutí hodiny jsem provedl měření pH metrem, které jsem pro každý vzorek provedl třikrát. Ze tří naměřených hodnot jsem poté vypočítal aritmetický průměr.

Tabulka č. 8: Hodnoty pH/KCl a pH/H₂O

Vzorek č.:	KCl	H ₂ O	Vzorek č.:	KCl	H ₂ O	Vzorek č.:	KCl	H ₂ O
1	7,01	7,40	18	7,50	7,60	35	7,53	7,64
2	7,18	7,29	19	6,92	6,96	36	5,28	5,81
3	8,07	8,38	20	6,58	6,90	37	7,55	7,66
4	6,36	6,83	21	7,60	7,62	38	5,79	6,31
5	7,58	7,67	22	6,56	6,95	39	7,47	7,53
6	7,46	7,59	23	5,76	6,19	40	7,64	7,72
7	7,61	7,77	24	7,06	7,24	41	7,42	7,25
8	7,47	7,45	25	5,98	6,32	42	5,85	6,29
9	7,39	7,34	26	6,50	6,63	43	5,54	6,11
10	7,51	7,56	27	6,17	6,48	44	7,33	7,37
11	7,82	7,84	28	6,16	6,52	45	4,98	5,66
12	4,98	5,50	29	7,54	7,56	46	5,21	5,66
13	6,97	7,08	30	6,96	7,13	47	7,52	7,59
14	7,60	7,68	31	6,24	6,25	48	7,06	7,30
15	7,79	7,81	32	6,72	7,08	49	7,67	7,74
16	7,05	6,82	33	7,73	7,71	50	7,41	7,38
17	7,29	7,47	34	5,62	6,09	51	6,03	6,40

Hodnoty pH/KCl se pohybují v rozmezí od 4,98 do 8,07. Jedná se tedy o půdy kyselé až alkalické. Průměrná hodnota, která činí 6,86 a medián 7,06 vypovídají, že jde převážně o půdy slabě kyselé až neutrální. Hodnoty pH/H₂O pohybující se v rozmezí od 5,50 do 8,38 jsou rovněž půdy kyselé až alkalické. Průměrná hodnota 7,06 a medián 7,29 vypovídají, že jde převážně o půdy neutrální až alkalické.

Půdní reakce zkoumané oblasti je tedy ve výsledku kyselá až slabě alkalická s převažující slabou kyselostí až neutralitou. Vliv této půdní reakce na ostatní zkoumané parametry je zhodnocen pomocí korelační analýzy v kapitole 6.2.

5.3. MAGNETICKÁ SUSCEPTIBILITA

Magnetická susceptibilita je definovaná jako poměr magnetizace materiálu k vnějšímu magnetickému poli. Hodnota magnetické susceptibility je určena zejména koncentrací feromagnetických a ferrimagnetických minerálních fází. Její hodnoty mohou být buď pozitivní u paramagnetických materiálů, nebo negativní pro diamagnetické materiály. Objemová magnetická susceptibilita κ , měřená v bezrozměrných jednotkách (jednotky SI) je definovaná jako poměr magnetizace materiálu J ($A \cdot m^{-1}$, vyjádřená na jednotku objemu), na vnější magnetické pole H ($A \cdot m^{-1}$):

$$\kappa = J/H$$

Hmotnostní magnetická susceptibilita (specifická susceptibilita) je definována jako

$$\chi = \kappa / \rho$$

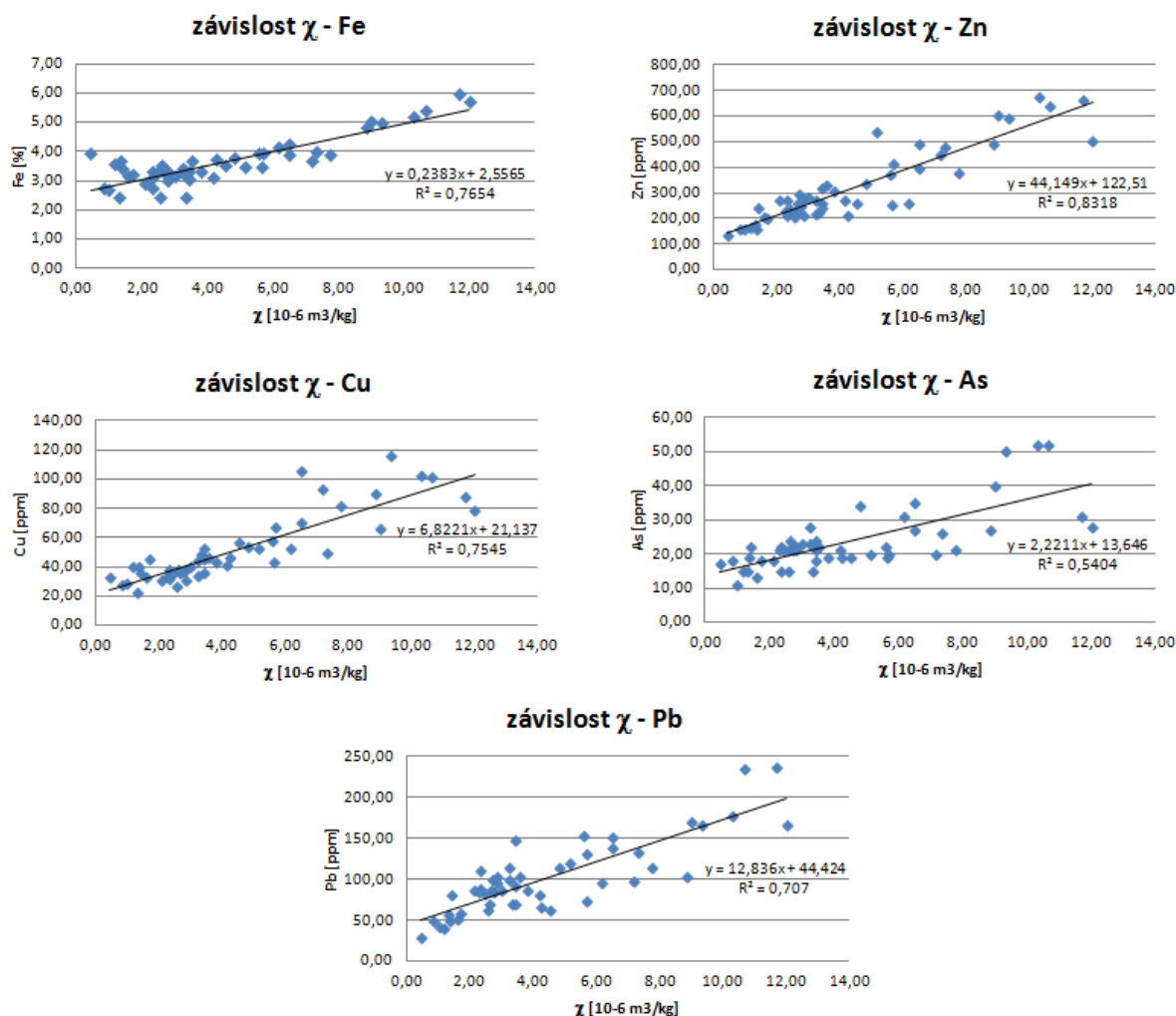
kde ρ je hustota materiálu. Hodnoty hmotnostní magnetické susceptibility se měří v $\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$

Hmotnostní magnetická susceptibilita (χ) může být použita pro indikaci znečištění půdy vzduchem přepravovanými znečišťujícími látkami. Indikace depozice zatížení půd pomocí magnetické susceptibility je možná, pokud jsou splněny následující dvě podmínky: přítomnost ferrimagnetických minerálů v emisích a nízká úroveň magnetického pozadí (primární koncentrace ferrimagnetických minerálů v půdě (MATÝSEK, 2001a; MATÝSEK, 2001b; RACLAVSKÁ et al., 2008))

Tabulka č. 9: Hmotnostní a Objemová magnetická susceptibilita

Vzorek č.	c-LF $10^{-6} \text{ m}^3/\text{kg}$	κ -LF $10^{-5} \text{ J} \cdot \text{SI}$	Vzorek č.	c-LF $10^{-6} \text{ m}^3/\text{kg}$	κ -LF $10^{-5} \text{ J} \cdot \text{SI}$
1	9,36	760,20	27	2,46	217,00
2	10,33	908,00	28	2,30	230,70
3	8,89	796,80	29	3,04	271,30
4	1,37	143,80	30	1,61	157,50
5	4,55	399,50	31	1,74	175,70
6	10,68	926,50	32	2,74	256,20
7	1,21	130,80	33	4,20	410,80
8	11,72	1102,30	34	0,85	88,40
9	6,51	619,50	35	6,52	583,10
10	5,17	551,30	36	3,28	290,70
11	0,46	51,80	37	4,28	428,90
12	3,44	295,90	38	6,18	574,70
13	9,01	816,50	39	12,02	990,50
14	5,72	488,00	40	5,61	528,00
15	7,35	701,70	41	3,46	335,90
16	4,83	405,00	42	3,57	347,30
17	7,78	810,80	43	2,86	236,30
18	7,19	561,20	44	5,69	512,70
19	3,82	355,00	45	1,33	132,00
20	3,25	288,60	46	2,35	233,50
21	3,35	326,70	47	2,59	247,00
22	2,61	240,10	48	1,44	133,20
23	2,35	226,40	49	1,03	101,00
24	2,86	269,50	50	3,47	299,00
25	2,79	265,40	51	2,13	188,40
26	2,68	248,80			

Výsledky magnetické susceptibility jsou obsaženy v tabulce č. 9. Objemová magnetická susceptibilita je vyznačena jako (κ -LF 10^{-5} j. SI) a hmotnostní MS jako (c-LF 10^{-6} m³/kg). Významná korelační závislost mezi mag. susceptibilitou a rizikovými prvky byla zjištěna u prvků Fe, Cu, Zn, As a Pb a je graficky zobrazena pro jmenované prvky a hmotnostní mag. susceptibilitu na obrázku č. 8.



Obrázek 8: Grafy významných závislostí rizikových prvků na hmotnostní mag. susceptibilitě

5.4. PRVKOVÁ ANALÝZA PŮD

Prvková analýza půd byla provedena pomocí mobilního analyzátoru Innov-X. Ten dokáže spolu se standardními prvky Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Zr, Nb, Mo, Hf, W, Ta, Re, Pb, Ag, Sn, Bi a Sb analyzovat i prvky jako jsou Au, Pd, Pt, Ir, Rh a dále pak samozřejmě prvky Al, Mg, Si, P, S bez použití vakua či hélia. Pro stanovení byla použita metoda U.S. EPA - přenosná rentgenová fluorescenční spektrometrie pro stanovení koncentrace prvků v půdě a sedimentu (U.S. EPA method 6200:2005). Tato metoda

optimalizuje podmínky pro stanovení ex situ a in situ v laboratoři a obecně se používá pro nedestruktivní stanovení 26 prvků s atomovým číslem 16 a větším (fluorescenční spektrometrie lze obecně použít i na stanovení prvků s atomovým číslem větším než 10). Princip metody je založen na vystavení vzorku RTG záření, při kterém dochází v atomu k uvolnění elektronů z nejnižšího orbitalu a tedy vytvoření volného místa, které je zaplněno elektronem z nižších orbitalů (kaskádový efekt). Při čemž dochází k uvolňování sekundárního RTG záření (tj. fluorescence), které je charakteristické pro daný atom (www.irz.cz, www.epa.gov).

Před analýzou jsem 10 mg předem upraveného vzorku pomlel na vibračním mlýnku a nasypal do kyvet. Výsledky analýzy jsou uvedeny v tabulce č. 10 pro zkoumané prvky. V tabulce jsou dále uvedeny spočítané hodnoty nad prahem geochemické anomálie vyznačené modře (viz. kapitola č. 6.1 geochemické pozadí) a v tabulce č. 11 pro ostatní naměřené prvky.

Tabulka č. 10: Výsledky RTG-fluorescenční analýzy zkoumaných prvků

Vzorek č.	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Pb
	mg/kg	%	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
1	87	0,24	4,96	51	116	590	50	167
2	69	0,21	5,19	33	102	675	52	178
3	137	0,39	4,83	35	90	493	27	103
4	65	0,10	3,66	31	40	160	19	50
5	117	0,28	3,52	31	57	256	19	63
6	86	0,21	5,36	38	101	636	52	235
7	106	0,08	3,58	38	40	166	15	39
8	116	0,23	5,97	37	88	664	31	236
9	79	0,15	3,87	23	70	491	35	152
10	78	0,16	3,48	27	53	536	20	120
11	36	0,07	3,92	41	33	131	17	28
12	40	0,10	3,04	20	36	260	24	92
13	86	0,22	5,00	24	66	605	40	170
14	88	0,22	3,91	38	67	414	20	131
15	121	0,23	3,96	22	49	477	26	133
16	71	0,14	3,76	24	54	333	34	115
17	85	0,19	3,89	28	82	380	21	115
18	123	0,30	3,68	48	93	446	20	97
19	52	0,13	3,29	29	43	308	19	86
20	64	0,13	3,43	23	44	268	23	100
21	62	0,62	2,42	26	48	224	15	69
22	63	0,09	3,52	28	38	220	21	70
23	64	0,13	3,31	25	38	271	22	88
24	49	0,13	3,25	22	38	277	22	104
25	59	0,11	3,01	26	37	247	22	85
26	78	0,13	3,45	29	36	258	24	87
27	68	0,14	3,23	28	35	233	21	83
28	56	0,13	3,06	27	34	230	21	84
29	57	0,15	3,12	27	40	285	23	86
30	73	0,09	3,17	27	33	204	13	51
31	69	0,12	3,18	32	45	197	18	58
32	62	0,14	3,27	25	37	297	21	100
33	61	0,16	3,09	21	41	273	21	80
34	50	0,07	2,73	20	28	158	18	50
35	107	0,23	4,23	28	106	393	27	139
36	68	0,08	3,27	18	34	216	28	114
37	97	0,16	3,70	30	46	210	19	66
38	86	0,14	4,15	32	52	257	31	96
39	108	0,18	5,71	38	79	501	28	167
40	82	0,19	3,94	32	58	372	22	153
41	72	0,09	3,33	32	45	242	18	70
42	87	0,10	3,65	24	46	331	22	104
43	87	0,07	3,09	22	31	211	21	95
44	101	0,20	3,46	28	43	255	19	73
45	34	0,07	2,43	14	22	173	15	56
46	44	0,07	2,73	24	32	212	15	110
47	164	0,18	2,42	20	26	203	15	63
48	74	0,11	3,42	32	36	243	22	81
49	54	0,12	2,70	25	29	157	11	41
50	79	0,16	3,07	17	52	316	21	148
51	45	0,10	2,86	25	31	272	18	86

Tabulka č. 11: Výsledky RTG-fluorescenční analýzy ostatních naměřených prvků

Vzorek č.	Al	Si	P	S	K	Ca	Ti	Rb	Sr	Zr	Mo
	%	%	%	%	%	%	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
1	4,47	21,78	0,68	0,14	1,51	1,83	0,51	85	253	362	6
2	4,02	22,57	0,59	0,15	1,34	1,97	0,42	74	174	324	4
3	3,61	20,48	0,41	0,20	0,99	6,10	0,30	62	248	188	4
4	5,00	23,91	0,41	ND	1,37	0,45	0,52	84	76	375	2
5	4,01	22,46	0,45	0,13	1,36	4,30	0,47	75	204	334	3
6	4,29	22,81	0,56	0,10	1,40	1,48	0,45	81	154	383	1
7	5,18	23,36	0,41	0,01	1,63	1,02	0,52	94	95	352	4
8	3,78	21,17	0,49	0,18	1,09	2,36	0,27	62	135	133	3
9	3,48	24,31	0,60	0,09	0,86	1,41	0,27	58	83	197	2
10	3,57	23,17	0,51	0,11	1,03	2,79	0,30	64	103	190	4
11	4,08	22,92	0,46	0,01	0,98	3,37	0,36	54	128	246	3
12	4,04	25,82	0,44	0,05	1,21	0,18	0,39	75	56	261	3
13	4,42	23,35	0,46	0,08	1,17	1,01	0,42	76	81	287	3
14	4,30	22,54	0,47	0,11	1,25	2,69	0,46	81	241	283	5
15	3,73	23,62	0,41	0,08	1,31	2,70	0,39	76	103	304	4
16	4,12	24,58	0,43	0,04	1,55	0,68	0,52	85	93	414	4
17	3,58	24,58	0,40	0,07	1,33	1,34	0,37	72	105	264	5
18	4,36	21,22	0,48	0,20	1,26	3,34	0,42	79	223	200	4
19	4,05	24,79	0,49	0,06	1,36	0,71	0,40	77	80	309	3
20	4,13	25,25	0,41	0,03	1,59	0,51	0,55	88	79	435	3
21	3,84	23,93	0,42	0,27	1,23	4,70	0,34	68	225	211	4
22	3,88	22,62	0,35	0,01	1,70	0,51	0,52	95	86	438	9
23	4,30	26,05	0,43	0,02	1,72	0,31	0,56	90	78	461	3
24	4,17	25,50	0,45	0,04	1,62	0,69	0,53	88	85	398	5
25	4,03	26,16	0,43	0,03	1,49	0,35	0,47	82	76	340	5
26	4,42	24,75	0,44	0,03	1,61	0,62	0,56	89	85	419	4
27	4,20	25,73	0,44	0,02	1,65	0,47	0,57	87	79	450	2
28	4,09	26,52	0,44	0,02	1,67	0,32	0,55	88	76	439	3
29	3,93	24,24	0,42	0,04	1,37	1,37	0,46	83	93	274	6
30	4,46	24,46	0,49	0,03	1,77	0,68	0,51	95	82	362	4
31	4,42	24,49	0,42	0,05	1,67	0,43	0,53	90	96	401	3
32	4,19	25,67	0,40	0,03	1,67	0,49	0,55	91	79	416	5
33	3,57	26,00	0,45	0,05	1,32	1,58	0,36	70	100	260	4
34	4,18	26,11	0,41	0,02	1,65	0,30	0,57	85	75	464	4
35	4,27	22,82	0,48	0,08	1,41	2,12	0,49	83	153	333	3
36	4,05	26,03	0,42	0,02	1,60	0,25	0,58	81	73	467	2
37	4,43	24,18	0,41	0,04	1,68	1,37	0,54	90	116	360	4
38	4,67	24,58	0,45	0,03	1,64	0,39	0,55	92	108	417	1
39	4,14	22,31	0,42	0,10	1,32	1,56	0,44	82	119	271	1
40	4,32	23,19	0,42	0,07	1,37	1,65	0,42	79	160	298	3
41	4,30	24,79	0,47	0,04	1,56	0,62	0,43	81	80	319	3
42	4,35	23,68	0,43	0,05	1,55	0,37	0,50	91	77	339	4
43	4,15	25,19	0,40	0,03	1,39	0,30	0,52	77	64	376	3
44	3,94	22,91	0,45	0,13	1,19	2,37	0,32	71	146	198	2
45	3,58	26,10	0,43	0,02	1,50	0,12	0,30	80	60	195	5
46	3,64	26,77	0,45	0,05	1,17	0,15	0,34	67	55	219	3
47	3,54	25,39	0,51	0,08	1,22	1,56	0,31	62	81	217	4
48	4,27	24,86	0,45	0,04	1,44	0,50	0,54	85	71	406	4
49	4,31	24,44	0,43	0,04	1,58	1,08	0,43	87	79	258	3
50	4,08	20,36	0,63	0,17	1,20	1,52	0,33	75	98	168	2
51	4,17	24,91	0,52	0,05	1,53	0,48	0,52	86	80	335	3

6. VÝSLEDKY MĚŘENÍ A JEJICH ZHODNOCENÍ

6.1. GEOCHEMICKÉ POZADÍ

Geochemické pozadí tedy střední hodnota koncentrací, popř. plošné rozmístění (pole koncentrací), které kolísají kolem střední hodnoty, je podle normy ČSN EN ISO 19258 označeno jako: Statistická charakteristika obsahu látky v půdě, který pochází z přírodních geologických a pedologických procesů, s vyloučením jakéhokoli příspěvku lidského původu.

Před stanovením geochemického pozadí je nutné zhodnotit soubor dat a zjistit přítomnost odlehlých hodnot, které mohou být způsobeny chybou v analýze, špatným odběrem vzorku apod., případně zvážit možnost jejich vyloučení. K tomuto účelu jsem použil průzkumovou analýzu dat (krabicové grafy). Vzhledem k tomu, že se odlehlé hodnoty v souboru dat prakticky nevyskytovaly, nebyla žádná hodnota ze souboru dat vyloučena, krabicové grafy v této práci neuvádím.

Tabulka č. 12: Základní statistické charakteristiky zkoumaných prvků

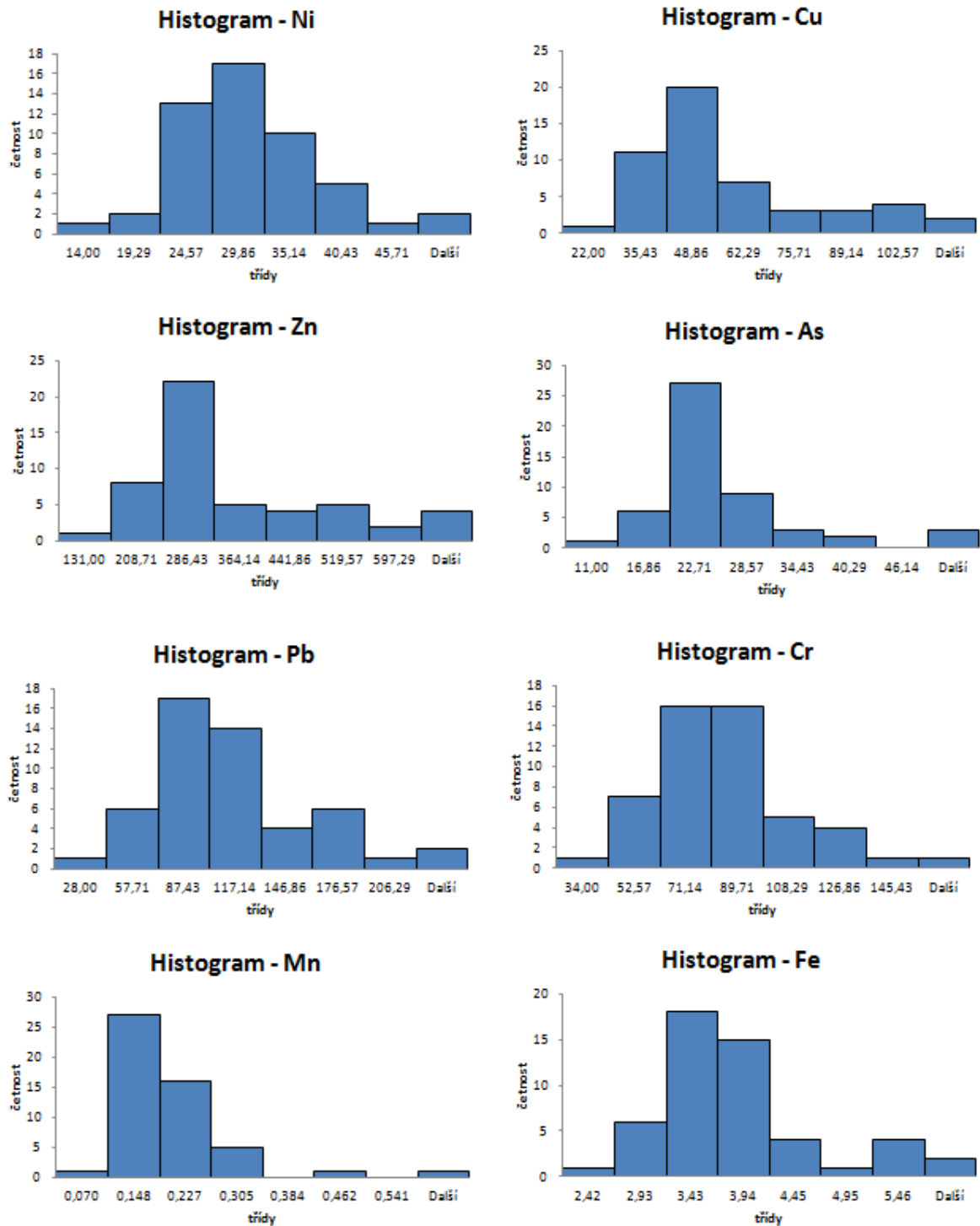
	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Pb
	mg/kg	%	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Minimum	34	0,07	2,42	14	22	131	11	28
Maximum	164	0,62	5,97	51	116	675	52	236
Průměr	77,76	0,16	3,61	28,33	51,37	318,18	23,49	101,31
Medián	73	0,14	3,45	27	43	268	21	92
Rozptyl	707,14	0,01	0,65	53,59	543,12	20631,59	80,37	2051,74
Směr.odchylka	26,59	0,09	0,81	7,32	23,30	143,64	8,97	45,30

Tabulka č. 13: Základní statistické charakteristiky ostatních naměřených prvků

	Al	Si	P	S	K	Ca	Ti	Rb	Sr	Zr	Mo
	%	%	%	%	%	%	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Minimum	3,48	20,36	0,35	0,01	0,86	0,12	0,27	54	55	133	1
Maximum	5,18	26,77	0,68	0,27	1,77	6,10	0,58	95	253	467	9
Průměr	4,12	24,11	0,46	0,07	1,41	1,36	0,45	79,84	110,76	320,59	3,55
Medián	4,14	24,44	0,44	0,05	1,40	1,01	0,46	81	86	333	3
Rozptyl	0,12	2,52	0,00	0,00	0,05	1,63	0,01	99,85	2747,70	8157,41	1,93
Směr.odchylka	0,35	1,59	0,06	0,06	0,22	1,28	0,09	9,99	52,42	90,32	1,39

Při stanovení geochemického pozadí jsem postupoval podle normy ČSN EN ISO 19258. Geochemické pozadí se stanovuje na základě dvou přístupů, které závisí na rozdělení pravděpodobnosti látek v půdách na normální a log-normální rozdělení. Ke zjištění tohoto rozdělení lze použít histogram nebo test normality. V mém případě jsem použil histogram. Při normálním rozdělení se k určení hodnot pozadí používá aritmetický průměr a práh geochemické

anomalie se hodnotí jako aritmetický průměr + 2krát směrodatná odchylka. V případě log-normálního rozdělení se jako hodnota pozadí používá 50% percentil (medián) a práh geochemické anomalie se hodnotí jako 80% percentil.



Obrázek 9: Histogramy vybraných prvků

Při hodnocení histogramů (obrázek č. 9), je patrné že rozdělení hodnot prvku (Ni) se jeví jako symetrické a rozdělení hodnot prvků (As, Cr, Cu, Zn, Pb, Mn, Fe) jako asymetrické. K asymetrickému rozdělení došlo u mnoha prvků v důsledku toho, že jsem se rozhodl nevyloučit odlehlé hodnoty. Vzhledem k tomu jsem se tedy rozhodl použít pro zhodnocení geochemického pozadí funkci medián a pro určení prahu geochemické anomálie 80% percentil. Výsledné hodnoty geochemického pozadí a prahu geochemické anomálie jsou zobrazeny v tabulce č. 14.

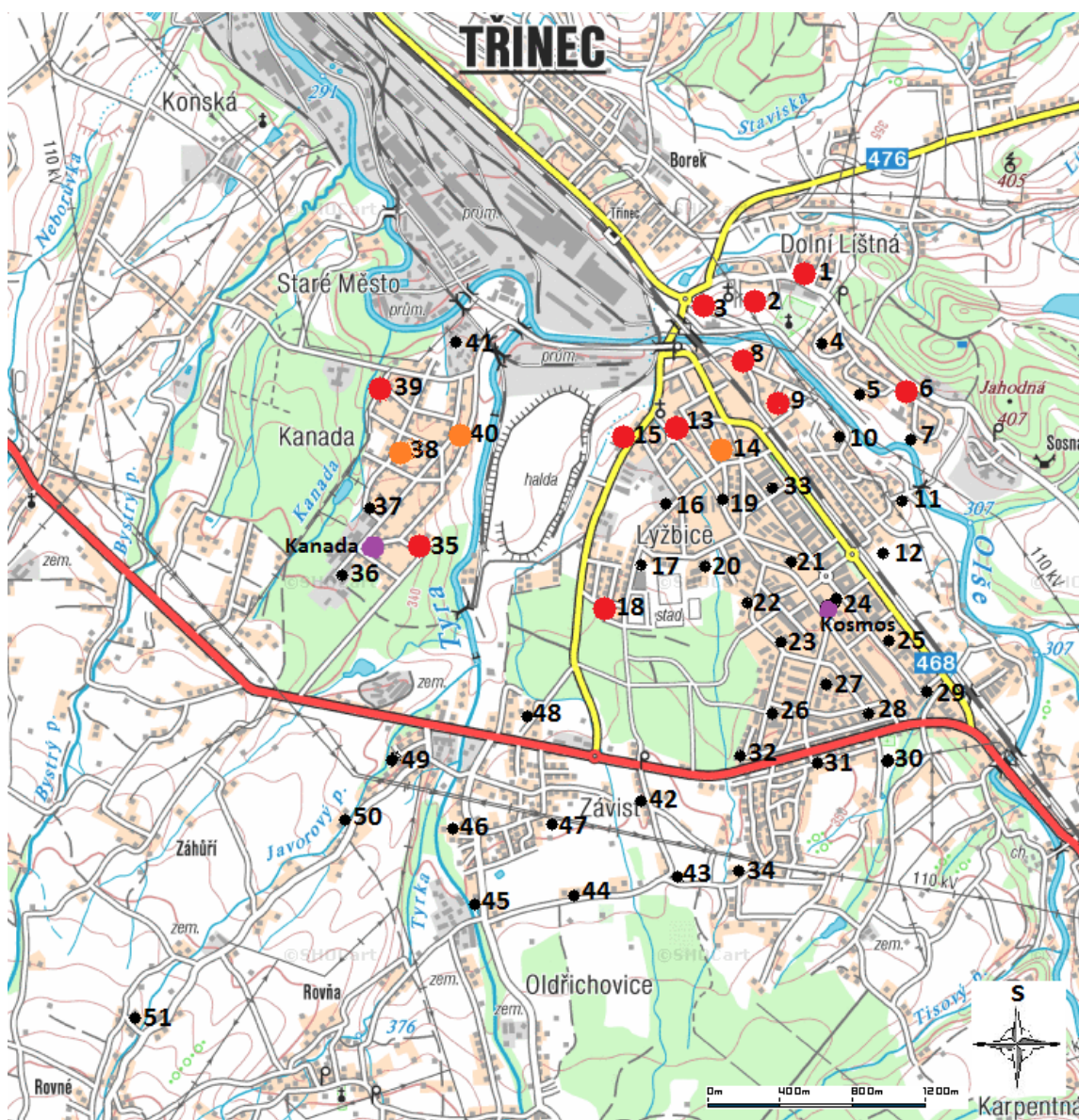
Tabulka č. 14: Geochemické pozadí a práh geochemické anomálie

	Cr mg/kg	Mn %	Fe %	Ni mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg	As mg/kg	Pb mg/kg
geochemické pozadí	73	0,14	3,45	27	43	268	21	92
práh geochemické anomálie	97	0,21	3,94	32	67	446	27	133

Hodnoty přesahující práh geochemické anomálie jsou modře vyznačeny v tabulce č. 10, z ní je patrné, že především vzorky 1, 2, 3, 6, 8, 9, 13, 15 a 18 vykazují u většiny RP anomální hodnoty a vzorek č. 14 hodnoty blízké se prahu geochemické anomálie. Oblast, ze které jsem tyto vzorky odebral, blízce sousedí s Třineckými železárnami a městskou haldou a až na vzorek č. 6 i se silnicí II/476, která je jednou z nejvíce dopravou zatížených silnic města Třince. Tyto vzorky jsou rovněž po směru převládajícího proudění větru (JV) od těchto možných zdrojů znečištění.

Vzorky 35 a 39 nacházející se v městské části Kanada rovněž vykazují anomální hodnoty a vzorky 38 a 40 hodnoty blízké se anomálním. Tyto zvýšené hodnot rizikových prvků mohou být vysvětleny značnou blízkostí Třineckých Železáren a městské haldy, ovšem vzorek 41 má koncentrace RP nízké i když se nachází nejbližší komplexu TŽ, je tedy možné že půda ze které jsem tento vzorek odebral, mohla být poměrně nedávno nakupená díky lidské činnosti.

Výše popsané vzorky, tedy vzorky přesahující práh geochemické anomálie jsem zaznačil na obr. č. 10 červeně a vzorky s hodnotami blízkými se prahu geochem. anomálie oranžově. Na mapě jsou rovněž fialově zaznačeny obě měřicí stanice imisí.



Obrázek 10: Mapa odebraných vzorků s vyznačenými anomálními hodnotami a imisními stanicemi (<http://mapy.crr.cz>)

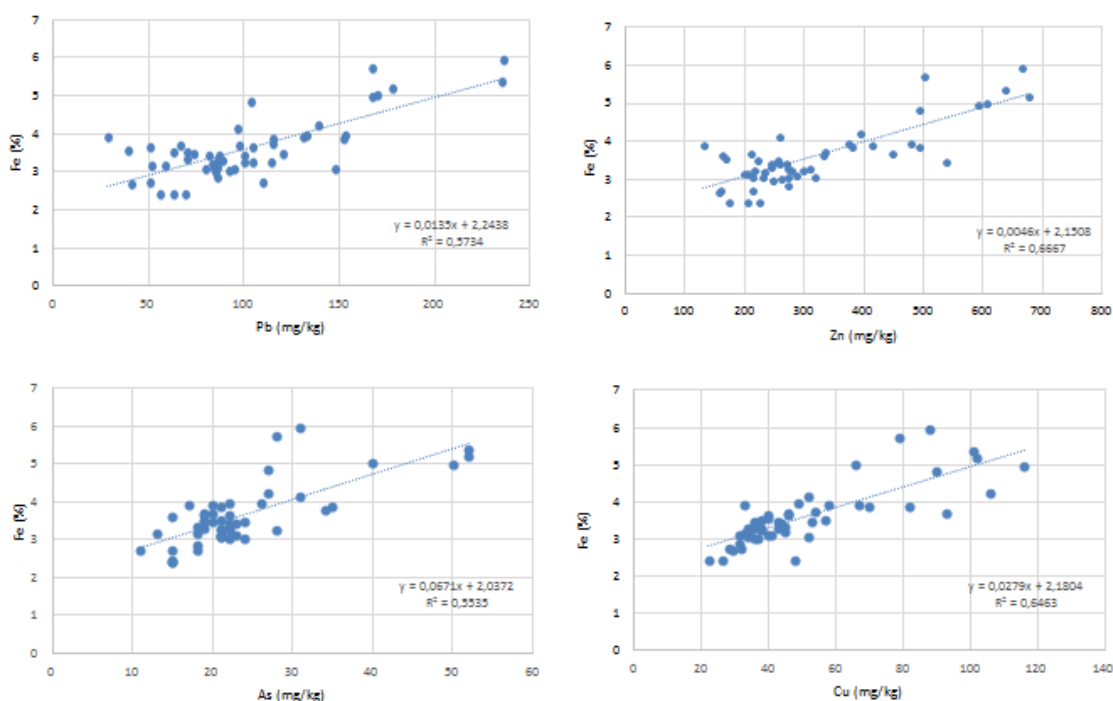
6.2.KORELAČNÍ ZÁVISLOSTI

Vztahy mezi magnetickou susceptibilitou půd a koncentracemi chemických prvků mohou být zjištěny pomocí několika statistických metod jako shlukovací a korelační analýza. Vztahy mezi koncentracemi rizikových prvků, magnetickou susceptibilitou a pH jsem posoudil za použití korelační analýzy. Na obrázku č. 13 jsou barevně vyznačeny možné závislosti mezi jednotlivými měřenými ukazateli. Čím více se číslo blíží 1 a -1 tím jistější je závislost mezi veličinami. Korelační koeficient $r = +1$ vyjadřuje úplnou (lineární) přímou závislost veličin, korelační koeficient $r = -1$ označuje úplnou (lineární) nepřímou závislost veličin. Pokud je hodnota korelačního koeficientu rovna nule, korelační závislost mezi veličinami neexistuje (<http://cit.vfu.cz/>). Významné závislosti lze pozorovat mezi

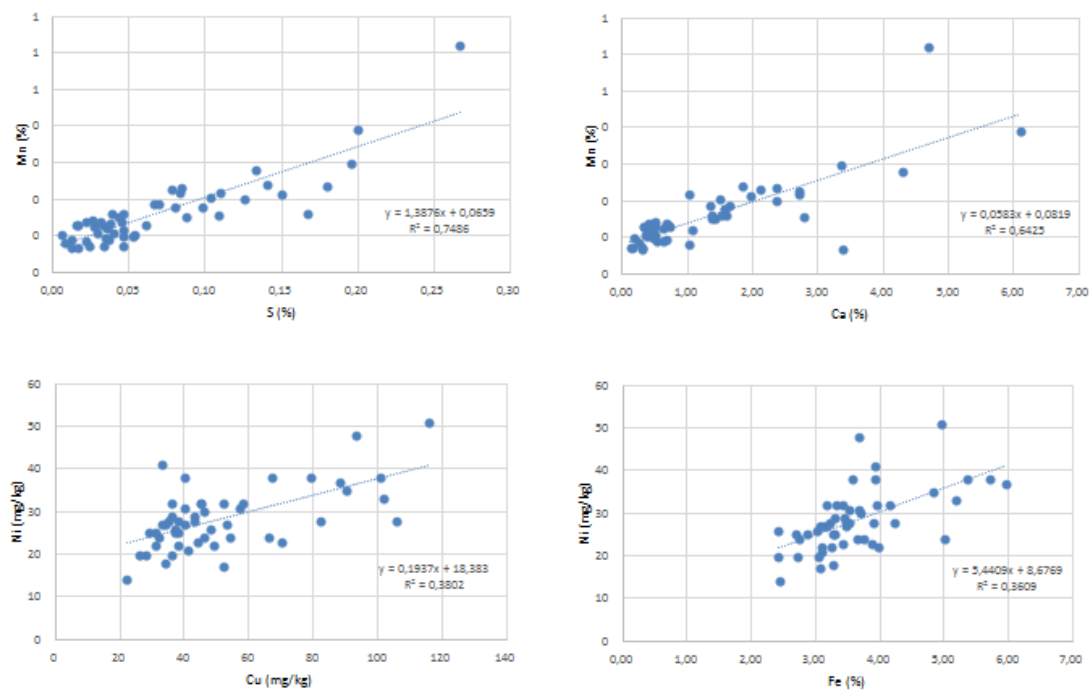
magnetickou susceptibilitou a mnoha prvky (v hlavní řadě Zn, Cu, Fe, Pb a As). Za to pH (mimo prvků Si a Ca) téměř žádné závislosti nevykazuje.

Z korelační matice vyplývá, že prvky, které jsou součástí silikátů Si, Ti a Zr nevytváří žádnou statisticky významnou korelační závislost s rizikovými prvky. Navíc, všechny hodnoty korelačního koeficientu mezi rizikovými prvky a Si, mají zápornou hodnotu, jediná kladná hodnota byla zjištěna mezi Si a Ti. Vápník, který může být součástí silikátů, v tomto případě vytváří významnou korelaci se sírou, z čehož vyplývá, že je v půdách přítomen jako sádrovec.

Statisticky nejvýznamnější hodnoty byly zjištěny pro Fe a Ni, Cu, Zn, As a Pb. Nebyla prokázána závislost mezi Fe a Cr. Cr je v půdách pravděpodobně přítomen ve formě chromitu, který je minerálem metalurgických strusek produkovaných v Třineckých železárnách, a.s. a používaných pro navážky a povrchovou úpravu terénu. Cr se ve struskách vyskytuje v koncentraci 0.12 až 0.5 % (Raclavská – ústní sdělení). Cr neposkytuje statisticky významné hodnoty koeficientu korelace se žádným s dalších rizikových prvků. Významné hodnoty koeficientu korelace byly zjištěny mezi Zn a As, Pb a dále mezi Ni a Cu. Vzhledem ke statisticky významným hodnotám koeficientu korelace mezi magnetickou susceptibilitou a rizikovými prvky lze předpokládat, že se na nositele magnetických vlastností půd (magnetit) budou vázat rizikové prvky. Korelační vztahy mezi jednotlivými prvky jsou zobrazeny na obrázku č. 13, rovněž uvádím vybrané grafy lineárních závislostí (obrázky č. 11 a č. 12).



Obrázek 11: Vybrané grafy lineárních závislostí Fe na rizikové prvky

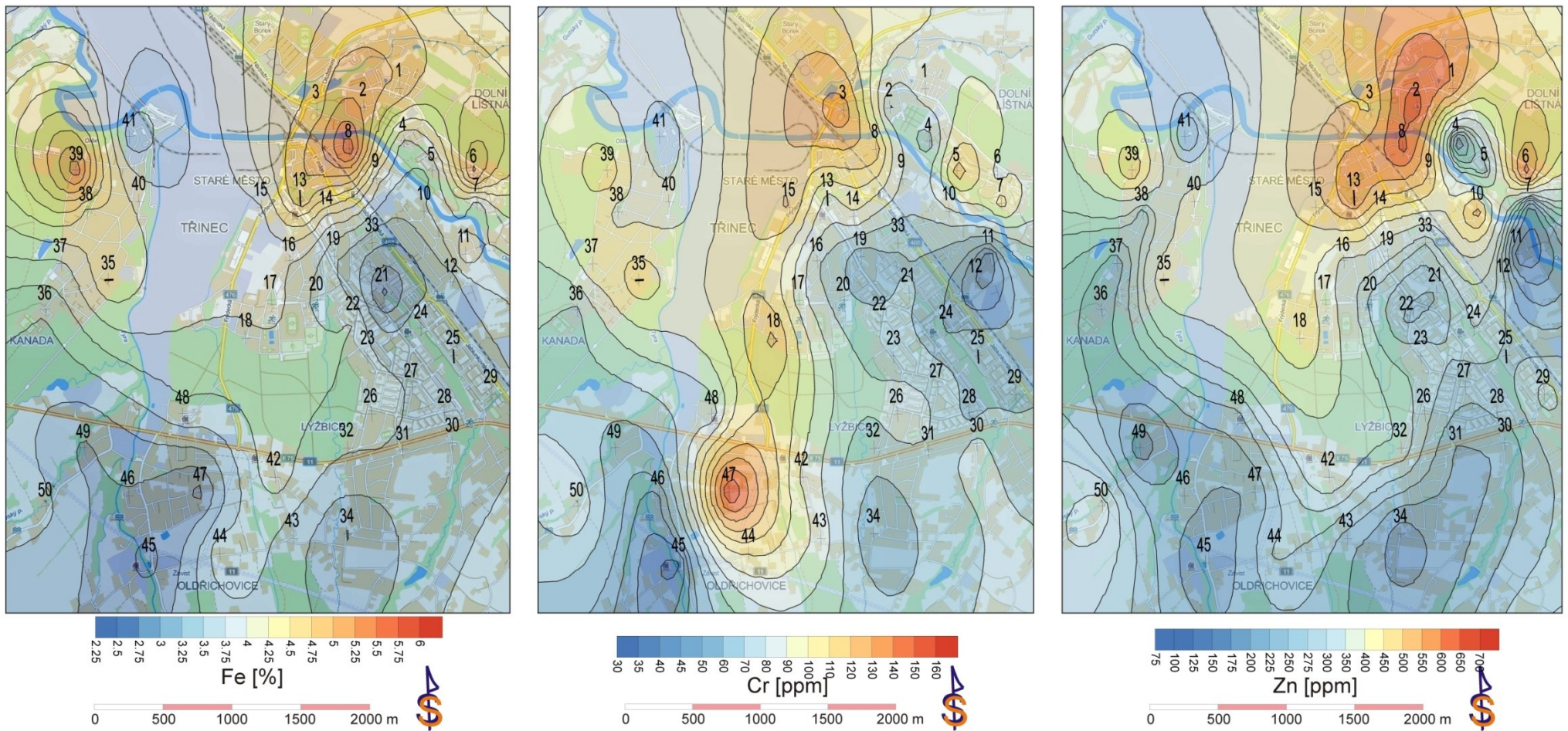


Obrázek 12: Vybrané grafy lineárních závislostí Mn (S, Ca) a Ni (Cu, Fe)

Ondřej Kohut: Imisní zátěž půd v oblasti Trince

c-LF 10-6 m3	LF 10-5 j.	mer.hm. kg/m3	pH KCl	pH H2O	Al%	Si%	P%	S%	K%	Ca%	Ti%	Cr	Mn%	Fe%	Ni	Cu	Zn	As	Rb	Sr	Zr	Mo	Pb	
c-LF 10-6	1,000																							
k-LF 10-5	0,992	1,000																						
mer.hm. k	-0,463	-0,374	1,000																					
pH KCl	0,404	0,416	0,005	1,000																				
pH H2O	0,409	0,419	0,008	0,984	1,000																			
Al%	-0,176	-0,218	0,010	-0,084	-0,064	1,000																		
Si%	-0,603	-0,578	0,306	-0,637	-0,659	-0,080	1,000																	
P%	0,374	0,345	-0,296	0,221	0,194	-0,068	-0,365	1,000																
S%	0,602	0,588	-0,361	0,490	0,494	-0,262	-0,708	0,415	1,000															
K%	-0,425	-0,444	0,037	-0,400	-0,388	0,527	0,448	-0,332	-0,589	1,000														
Ca%	0,427	0,427	-0,094	0,691	0,722	-0,296	-0,680	0,135	0,781	-0,604	1,000													
Ti%	-0,341	-0,380	-0,114	-0,377	-0,354	0,671	0,349	-0,302	-0,556	0,849	-0,522	1,000												
Cr	0,521	0,518	-0,265	0,513	0,539	-0,032	-0,551	0,107	0,476	-0,280	0,515	-0,224	1,000											
Mn%	0,483	0,481	-0,257	0,514	0,532	-0,218	-0,494	0,129	0,865	-0,389	0,802	-0,363	0,435	1,000										
Fe%	0,875	0,862	-0,300	0,384	0,402	0,121	-0,641	0,291	0,377	-0,291	0,318	-0,116	0,421	0,258	1,000									
Ni	0,444	0,402	-0,164	0,439	0,470	0,390	-0,592	0,248	0,349	-0,121	0,411	0,044	0,325	0,283	0,601	1,000								
Cu	0,869	0,847	-0,424	0,456	0,476	-0,006	-0,692	0,495	0,635	-0,349	0,486	-0,226	0,466	0,521	0,804	0,617	1,000							
Zn	0,912	0,909	-0,410	0,385	0,383	-0,192	-0,579	0,525	0,577	-0,451	0,373	-0,344	0,394	0,413	0,817	0,392	0,838	1,000						
As	0,735	0,706	-0,463	0,102	0,104	0,032	-0,330	0,535	0,277	-0,156	0,070	0,016	0,156	0,195	0,744	0,320	0,718	0,783	1,000					
Rb	-0,309	-0,342	-0,102	-0,334	-0,312	0,676	0,255	-0,290	-0,502	0,920	-0,575	0,855	-0,217	-0,355	-0,152	-0,003	-0,218	-0,314	-0,077	1,000				
Sr	0,544	0,508	-0,351	0,550	0,594	-0,002	-0,704	0,302	0,770	-0,336	0,816	-0,232	0,457	0,773	0,451	0,666	0,706	0,477	0,319	-0,258	1,000			
Zr	-0,328	-0,352	-0,033	-0,420	-0,402	0,516	0,452	-0,298	-0,613	0,818	-0,550	0,943	-0,274	-0,391	-0,113	-0,061	-0,248	-0,315	0,106	0,757	-0,304	1,000		
Mo	-0,173	-0,165	0,066	0,066	0,105	-0,185	-0,004	-0,190	-0,083	0,198	0,032	0,065	-0,099	0,026	-0,192	0,019	-0,058	-0,062	-0,117	0,186	0,104	0,058	1,000	
Pb	0,841	0,835	-0,474	0,198	0,184	-0,163	-0,433	0,499	0,444	-0,349	0,136	-0,241	0,277	0,269	0,757	0,227	0,730	0,890	0,778	-0,234	0,298	-0,202	-0,208	1,000

Obrázek 13: Korelační analýza rizikových prvků a půdních charakteristik (průkazné závislosti jsou barevně vyznačeny)



Obrázek 14: Mapy plošné distribuce prvků Fe, Cr a Zn

6.3.KONTAMINACE MĚSTSKÝCH PŮD RIZIKOVÝMI PRVKY

Z hodnot koncentrací zkoumaných těžkých kovů byly vytvořeny mapy plošné distribuce jednotlivých prvků, z nichž jsem vybral mapy Fe, Cr a Zn, ty jsou zobrazeny na obrázku č.14.

Při vyhodnocení kontaminace půd rizikovými prvky jsem porovnával naměřené koncentrace rizikových prvků v mé práci zkoumaných (tabulka č. 12) s kritickými hodnotami rizikových prvků pro urbánní půdy ČR a SRN (Baden Württemberg) (tabulka č. 15), s průměrnými hodnotami rizikových prvků z městských parků Prahy a Ostravy obsažených v disertační práci Galušková (2010) (tabulka č. 16) a s průměrnými hodnotami rizikových prvků městských půd Ostravy kontaminovaných metalurgickým průmyslem Raclavská (2008) (tabulka č. 17).

Tabulka č. 15: Kritické – akční hodnoty rizikových prvků a anorganických látek pro urbánní půdy ČR a SRN v mg/kg (NĚMEČEK et al., 2010)

látky/ kritické hodnoty využití	dětské hřiště	sídliště	průmyslové areály	sídliště	rekreační oblasti	průmyslové areály
	zahraniční SRN			ČR		
As	20	30	130	70	100	140
Be	-	-	-	20	25	30
Cd	3	15	60	20	25	30
Co	-	-	-	300	350	450
Σ Cr	100	500	500	500	800	1000
Cr6+	-	-	-	20	25	50
Cu	-	-	-	600	1000	1500
Hg	2	10	40	10	15	20
Mo	-	-	-	100	160	240
Ni	100	140	300	250	300	500
Pb	100	500	4000	300	500	800
TL	1	4	15	-	-	-

Tabulka č. 16: Převzaté průměrné koncentrace rizikových prvků v mg/kg (GALUŠKOVÁ, 2010)

	As	Sb	Zn	Pb	Cd	Ni	Mn	Cu	Fe
Praha	62	17	167	102	0,7	24	472	55	24092
Ostrava	50	16	216	54	0,9	19	679	43	23768

Tabulka č. 17: Převzaté průměrné koncentrace rizikových prvků v mg/kg (RACLAVSKÁ et al., 2008)

	Zn	Pb	Cu	Cr
Ostrava	199,56	59,95	47,66	95,67
Bangkok	118	47,8	41,7	26,4
Ljubljana	148	87	39	34
Paisly	435	386	174	44,9
Berlin	234	119	79	35
Sevilla	105	123	55	34
Madrid	210	161	72	75

Při srovnání průměrných hodnot RP v Třinci s Prahou a Ostravou (Galušková, 2010) je patrné, že koncentrace mědi, niklu a olova jsou na poměrně stejné úrovni (koncentrace Ni je v Třinci lehce zvýšená a koncentrace Pb je v Ostravě 2x nižší). Výrazně vyšší koncentrace oproti zmíněným městům se jeví u zinku, železa a manganu. Naopak průměrné koncentrace arsenu (23,49 mg/kg) jsou v Třinci více než 2x nižší než v obou městech.

Při srovnání průměrných hodnot RP v Třinci s městy obsaženými v tabulce č. 17 (Raclavská et al., 2008) je patrné, že koncentrace zinku v půdě dosahuje vyšších hodnot pouze v Paisly. Paisly má rovněž nejvyšší koncentrace olova ze všech zmíněných měst, avšak vyšší koncentrace olova než v Třinci se nachází také v městech Madrid, Sevilla a Berlín. Pokud jde o měď, její koncentrace jsou přibližně stejné jako v ostatních městech (zvýšené koncentrace mědi nalezneme Berlíně a Madridu a velmi vysoké v Paisly). Průměrnou koncentrace chromu v půdách města Třince (77,76 mg/kg) převyšuje pouze Ostrava, Madrid má obdobný průměr a ostatní města mají průměrné koncentrace zhruba 2x nižší.

Průměrné koncentrace zkoumaných rizikových prvků v půdách města Třince tedy v porovnání s ostatními městy většinou dosahují lehce vyšších hodnot, výjimku tvoří olovo a především zinek, u kterých průměr v Třinci významně přesahuje průměrné koncentrace jiných měst. Velmi dobře je na tom Třinec naopak s koncentracemi arsenu.

Limitní koncentrace rizikových prvků pro půdy nacházející se na sídlišti (Němeček, 2009), nepřekročil žádný ze zkoumaných prvků průměrnou ani maximální naměřenou hodnotou.

7. ZÁVĚR

Cílem této práce bylo určení obsahu vybraných těžkých kovů a metaloidů v půdách města Třince, zhodnocení jejich kontaminace těmito prvky a identifikace podílu hlavních zdrojů na tomto znečištění. Za tímto účelem jsem odebral 51 vzorků z centrální a okrajových částí města, ty jsem poté podrobil analýze a statistickému zhodnocení.

Z výsledků vyplývá, že práh geochemické anomálie, který jsem zvolil jako základ pro posouzení kontaminace, překročilo u sledovaných prvků 10 vzorků, jde především o vzorky č. 1, 2, 3, 6, 7, 8, 9, 13, 15, 18, 35 a 39, tyto vzorky byly odebrány převážně z centrální části města blízce sousedící s Třineckými železárnami a silnicí II/476. Velmi vysoké koncentrace se nalézají také v městské části „Kanada“, která rovněž sousedí s TŽ z jihu. Obě tyto lokality jsou ve směru proudění větru v oblasti naznačující vzdušný přenos imisí z Třineckých železáren a městské haldy. Z těchto výsledků lze dojít k závěru, že kontaminaci zde způsobuje zejména metalurgický průmysl a doprava, na což poukazuje i stále překročení imisních limitů pro prachové částice, zejména pro částice $PM_{2,5}$, ale také průměrné koncentrace částic PM_{10} balancují na limitní hranici.

Toto zjištění původu kontaminace z antropogenních zdrojů potvrzují také výsledky magnetické susceptibility a korelace mezi nimi a zkoumanými prvky (zejména Zn, Cu, Fe, Pb a As), ta ukazuje na vazbu těchto prvků na nositele magnetických vlastností půd (magnetit). Ke kontaminaci dochází (mimo místního vlivu metalurgického průmyslu a dopravy) zřejmě i díky dálkovému přenosu z jiných průmyslem znečištěných měst, kterých je v Moravsko-Slezském kraji nespočet, to však jen v menší míře. V menší míře mohou na kontaminaci půd přispívat i geologické poměry oblasti, respektive výskyt vulkanických hornin těšínitové asociace (těšínit, pikrit, diabas), které jsou známé zvýšeným obsahem rizikových prvků, ovlivňujícím geochemické pozadí. Pedogeochemické poměry by ovšem mohly mít značný vliv na vysoké průměrné koncentrace manganu (1600 mg/kg). Mangan totiž neprojevuje významné korelace mezi ostatními rizikovými prvky, vykazuje ale závislosti na síře a vápníku. Z rizikových prvků nevykazuje korelace se zbylými sledovanými prvky ani chrom. Zvýšené koncentrace chromu jsou pravděpodobně důsledkem přítomnosti chromitu, který je minerálem metalurgických strusek používaných pro navážky a povrchovou úpravu terénu. To by vysvětlovaly lokální anomální hodnotu chromu u vzorku č. 47 (164 mg/kg – maximální naměřená hodnota).

Po porovnání mých výsledků s těmi z jiných měst vyplývá, že nejhůře na tom jsou půdy z Třince s koncentracemi zinku (průměr 318,18 a maximum 675 mg/kg) a olova (průměr 101,31 a maximum 236 mg/kg). Naopak velmi dobře je na tom s koncentracemi arsenu (průměr 23,49 a maximum 52 mg/kg) v půdě. Při porovnání s kritickými hodnotami rizikových prvků pro urbánní půdy (Němeček, 2010) ovšem žádný prvek tyto kritické hodnoty nepřekračuje svou průměrnou ani maximální naměřenou hodnotou.

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

ALLOWAY, B. J. *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability* (Environmental Pollution). Springer Verlag, 2012. ISBN 9400744692.

ALLOWAY, B. J. *Heavy metals in soils*. Second edition. Great Britain: Blackie Academic and Professional, an imprint of Chapman and Hall, 1995. 368 s. ISBN 0 7514 0198 6.

BOCKHEIM, J.G. *Nature and properties of highly disturbed urban soils*, Philadelphia, Pennsylvania, Paper presented before Div. S-5, Soil Science Society of America, Chicago, Illinois, 1974.

CRAUL, P. J. *Urban Soils*, in: Proceedings of the Fifth Conference of the Metropolitan Tree Improvement Alliance. The Pennsylvania State University, University Park, Pennsylvania. May 23-24, 1985. [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: <http://www.ces.ncsu.edu/fletcher/programs/nursery/metria/metria05/m57.pdf>

ČSN EN ISO 10390:2005, *Kvalita půdy – Stanovení pH*, červenec 2011.

ČSN EN ISO 19258:2005, *Kvalita půdy – Návod pro stanovení hodnot pozadí*. In: Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví, leden 2012.

ČSN EN ISO 11464:2006, *Kvalita půdy – Úprava vzorků pro fyzikálně-chemické rozbor*y, červen 2011.

DEMEK, J. et al. *Hory a nížiny*. Brno: AOPK ČR, 2006. 543 s. ISBN 80-86064-99-9.

EFFLAND, W., POUYAT, R.V. *The genesis, classification, and mapping of soils in urban areas*. Urban Ecosystems, 1, 1997. 217–228.

FAY, D., KRAMERS, G., ZHANG, C., MCGRATH, D., GRENNAN, E. *Soil Geochemical Atlas of Ireland*. Teagasc and the Environmental Protection Agency Dublin, 2007. 1-119.

GALUŠKOVÁ, I. *Kontaminace půd městských parků vybranými rizikovými prvky*. Praha, 2010. Disertační práce. ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE. Školitel: Prof. Dr. Ing. Luboš Borůvka

HAUPTMAN, I., KUKAL, Z., POŠMOURNÝ, K. *Půda v České republice*. MŽP ČR, Finidr Český Těšín, 2009. 1-255, ISBN 80-903482-4-6.

HŮNOVÁ, I., JANOUŠKOVÁ, S. *Úvod do problematiky znečištění venkovního ovzduší*. Karolinum, Praha, 2004. 144 s. ISBN 80-246-0796-4.

KAFKA Z., PUNČOCHÁŘOVÁ J. *Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita*. Chemické listy 96, 2002, str. 611-617. [online]. Dostupné z: http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/2002_07_05.pdf

KAMENÍČEK, J., ŠINDELÁŘ, Z., PASTOREK, R., KAŠPÁREK, F. *Anorganické chemie*. 4. vyd. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 2009. 310 s. Skripta. ISBN 978-80-244-2387-6.

KOPLÍK R., ČURDOVÁ E., MESTEK O. *Speciace stopových prvků ve vodách, půdách, sedimentech a biologických materiálech*. Chemické listy 91, 1997, str. 38-47. [online]. Dostupné z: http://www.chemicke-listy.cz/docs/full/1997_01_38-47.pdf

KOZÁK, J. *Atlas půd České republiky*. 2., upr. vyd. Praha: ČZU Praha, 2009, 149 s. ISBN 978-80-213-2008-6.

MAREŠOVÁ, V. *Ekotoxikologie. Kovy. Průmyslové látky* [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: <https://el.lf1.cuni.cz/p79657934/>

MATÝSEK, D., RACLAVSKÁ, H. *Magnetická susceptibilita lesních půd – indikátor dlouhodobé lokální imisní zátěže (Magnetic susceptibility of forest soils – indicator of long-term emission load)*. Ochrana ovzduší, V. 13, No 2, 2001a. pp. 7 – 13.

MATÝSEK, D., RACLAVSKÁ, H. *Mineralogický a geochemický výzkum metalurgických úletů a jejich vliv na kontaminaci půd (Mineralogical and geochemical research of metallurgical fly ash and its effect upon contamination of soils)*. Combustion and environment 2001, VŠB-TU Ostrava, 2001b. pp. 199 – 209.

MUCK, A. *Základy strukturní anorganické chemie*. 1. vyd. Praha: Academia, 2006. 508 s. ISBN 80-200-1326-1.

NĚMEČEK, J., VÁCHAR, R., PODLEŠÁKOVÁ, E. (2010): *Hodnocení kontaminace půd v ČR*. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. Praha, ISBN: 978-80-87361-16-0. 1-148.

QUEVAUVILLER, P. *Methodologies in soil and sediment fractionation studies: single and sequential extraction procedures*. Cambridge: Royal Society of Chemistry, 2002.

QUITT, E. *Klimatické oblasti Československa*. Academia, Studia Geographica 16, GÚ ČSAV v Brně, 1971. 73 s.

RACLAVSKÁ, H., MATÝSEK, D., RACLAVSKÝ, K. *Geochemical indicators of urban soil contamination by metallurgical industry at Ostrava*. Materials, Metallurgy and Interdisciplinary Co-working, Publishing services department, VŠB - Technical University of Ostrava, 2008. 198-206, ISBN: 978-80-248-1843-6.

SOBEK, A. A., SCHULLER, W. A., FREEMAN, J. R., SMITH, R. M. *Field and laboratory methods applicable to overburden and mines soils*, U. S. Environmental Protection Agency, Environmental Protection Technology, EPA 600/2-78-054, Cincinnati, OH, 1978. 203 s.

TOLASZ, R. *Atlas podnebí Česka: Climate atlas of Czechia*. 1. vyd. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 2007, 255 s. ISBN 978-80-86690-26-1.

TREBICHAŤSKÝ, J., HAVRDOVÁ, D., BLOHBERGER, M., *Škodliviny I: Toxické kovy*. Kutná Hora: NSO, 1998.

USTOHALOVÁ, P. *Využití Lemna minor pro posouzení toxicity kadmia*. Brno, 2013. Diplomová práce. MASARYKOVA UNIVERZITA Přírodovědecká fakulta – Ústav botaniky a zoologie Vedoucí práce: Doc. RNDr. Marie Kummerová, CSc. [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: https://is.muni.cz/th/322277/prif_m/DP_Ustohalova.txt

Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2012. Praha: ČHMÚ 2013. ISBN 978-80-87577-20-2. 1-274.

Internetové stránky:

Město Třinec: základní informace [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: http://www.trinecko.cz/mesto/?id=zakladni_informace

Město Třinec: průmysl [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: <http://www.trinecko.cz/mesto/?id=prumysl>

Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods, Method 6200: Field Portable X-Ray Fluorescence Spectrometry for the Determination of Elemental Concentrations in Soil and Sediment – 6200 [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/6200.pdf>

Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC. [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2006:0232:FIN:EN:PDF>

Imisní monitoring – MŽP [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: http://www.mzp.cz/cz/imisni_monitoring

Třinecká brázda [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: http://moravske-karpaty.php5.cz/priroda_soubory/geomorfologie/trinecka_brazda.htm

WROSE Větrné růžice na imisních stanicích – ISKO [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: http://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2010_enh/cze/pollution_wrose/wrose_TTROA_CZ.html

WROSE Větrné růžice na imisních stanicích – ISKO [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: http://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2010_enh/cze/pollution_wrose/wrose_TTRKA_CZ.html

TTRK, Třinec-Kanada – ISKO [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: http://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2010_enh/cze/pollution_locality/loc_TTRK_CZ.html

TTRO, Třinec-Kosmos – ISKO [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: http://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2010_enh/cze/pollution_locality/loc_TTRO_CZ.html

Informace o kvalitě ovzduší v ČR – ISKO [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: http://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2012_enh/pollution_locality/mp_TTROA_CZ.html

Informace o kvalitě ovzduší v ČR – ISKO [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: http://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/2012_enh/pollution_locality/mp_TTRKA_CZ.html

ISKOlimity [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/info/limity_CZ.html

Pětileté průměrné koncentrace – OZKO [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/ozko/ozko_CZ.html

Měření čistoty ovzduší a meteorologie pro Městský úřad města Třinec – Třinec Kosmos [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: <http://mail.envitech.sk/phptrinec/index.php?id=4>

Měření čistoty ovzduší a meteorologie pro Městský úřad města Třinec – Třinec Kanada [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: <http://mail.envitech.sk/phptrinec/index.php?id=3>

Bioakumulace, toxicita a toxický efekt – PŘÍRODA.cz [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: <http://www.priroda.cz/clanky.php?detail=310>

Lineární korelační závislost [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: <http://cit.vfu.cz/statpotr/POTR/Teorie/Predn5/linearni.htm>

Multimediální učební texty z výživy rostlin [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/biogenni_prvky/a_index_biogen.htm

Multimediální učební texty z výživy rostlin [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/agrochemie_pudy/agrochemie_pudy.htm

Arsen a jeho sloučeniny (jako As) [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: http://www.irz.cz/repository/latky/arsen_a_jeho_slouceniny.pdf

Chrom a jeho sloučeniny (jako Cr) [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: http://www.irz.cz/repository/latky/chrom_a_jeho_slouceniny.pdf

Nikl a jeho sloučeniny (jako Ni) [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: http://www.irz.cz/repository/latky/nikl_a_jeho_slouceniny.pdf

Měď a jeho sloučeniny (jako Cu) [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: http://www.irz.cz/repository/latky/med_a_jeji_slouceniny.pdf

Zinek a jeho sloučeniny (jako Zn) [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: http://www.irz.cz/repository/latky/zinek_a_jeho_slouceniny.pdf

Olovo a jeho sloučeniny (jako Pb) [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: http://www.irz.cz/repository/latky/olovo_a_jeho_slouceniny.pdf

Zelené vzdělávání – Souborný studijní materiál [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: <http://www.czgreen.com/moodle/smaterial/zelene-vzdelavani-souborny-studijni-material.pdf>

Hodnocení kvality půdy – MŽP [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: http://eagri.cz/public/web/file/26922/Hodnoceni_kvality_pudy.pdf

Třinecké železářny loni snížily emise tuhých látek a dále usilují o lepší ovzduší v regionu [online]. [cit. 2014-04-23]. Dostupné z: <http://www.ehutnik.cz/trinecke-zelezarny-loni-snizily-emise-tuhych-latek-a-dale-usiluji-o-lepsi-ovzdusi-v-regionu-10-cz34.html>

Seznam obrázků:

<i>Obrázek 1: Mapa Třince (www.mapy.cz)</i>	16
<i>Obrázek 2: Vybraná část Půdní mapy ČR v měřítku 1:250 000 (KOZÁK, 2009)</i>	18
<i>Obrázek 3: Vybraná část mapy klimatologických podmínek (TOLASZ, 2007)</i>	20
<i>Obrázek 4: Imisní limity pro ochranu zdraví a maximální počet jejich překročení (www.chmi.cz)</i>	22
<i>Obrázek 5: Imisní limity pro ochranu zdraví - celkový obsah v částicích PM10 (www.chmi.cz)</i>	23
<i>Obrázek 6: Růžice částic PM10 (http://mail.envitech.sk/phptrinec/)</i>	24
<i>Obrázek 7: Rozložení sítě vzorkování (http://mapy.crr.cz)</i>	25
<i>Obrázek 8: Grafy významných závislostí rizikových prvků na hmotnostní mag. susceptibilitě</i>	29
<i>Obrázek 9: Histogramy vybraných prvků</i>	34

<i>Obrázek 10: Mapa odebraných vzorků s vyznačenými anomálními hodnotami a imisními stanicemi (http://mapy.crr.cz)</i>	36
<i>Obrázek 11: Vybrané grafy lineárních závislostí Fe na rizikové prvky</i>	37
<i>Obrázek 12: Vybrané grafy lineárních závislostí Mn (S, Ca) a Ni (Cu, Fe)</i>	38
<i>Obrázek 13: Korelační analýza rizikových prvků a půdních charakteristik (průkazné závislosti jsou barevně vyznačeny)</i>	39
<i>Obrázek 14: Mapy plošné distribuce prvků Fe, Cr a Zn</i>	40

Seznam tabulek:

Tabulka č. 1: Geomorfologické jednotky (DEMEK, 2006)	17
Tabulka č. 2: Charakteristika klimatických oblastí MW7 a MW8 (TOLASZ, 2007)	20
Tabulka č. 3: Směr proudění větru – Třinec Kosmos (ČHMÚ-ISKO)	21
Tabulka č. 4: Směr proudění větru – Třinec Kanada (ČHMÚ-ISKO)	21
Tabulka č. 5: Průměrné roční imise za rok 2012 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] (ČHMÚ-ISKO)	22
Tabulka č. 6: Pětileté průměrné koncentrace měřených látek (ČHMÚ-OZKO)	23
Tabulka č. 7: Zrnitostní analýzy vybraných vzorků	26
Tabulka č. 8: Hodnoty pH/KCl a pH/H ₂ O	27
Tabulka č. 9: Hmotnostní a Objemová magnetická susceptibilita	28
Tabulka č. 10: Výsledky RTG-fluorescenční analýzy zkoumaných prvků	31
Tabulka č. 11: Výsledky RTG-fluorescenční analýzy ostatních naměřených prvků	32
Tabulka č. 12: Základní statistické charakteristiky zkoumaných prvků	33
Tabulka č. 13: Základní statistické charakteristiky ostatních naměřených prvků	33
Tabulka č. 14: Geochemické pozadí a práh geochemické anomálie	35
Tabulka č. 15: Kritické – akční hodnoty rizikových prvků a anorganických látek pro urbánní půdy ČR a SRN v mg/kg (NĚMEČEK et al., 2010)	41
Tabulka č. 16: Převzaté průměrné koncentrace rizikových prvků v mg/kg (GALUŠKOVÁ, 2010)	41
Tabulka č. 17: Převzaté průměrné koncentrace rizikových prvků v mg/kg (RACLAVSKÁ et al., 2008)	42